

# UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



**ESCUELA DE DOCTORADO DE LA UNIVERSIDAD DE CANTABRIA**

**DOCTORADO EN INGENIERÍA DE COSTAS, HIDROBIOLOGÍA Y GESTIÓN  
DE SISTEMAS ACUÁTICOS (IH2O)**

---

## **TESIS DOCTORAL**

**EVALUACIÓN DEL SERVICIO DE PROTECCIÓN FRENTE A INUNDACIÓN  
OFRECIDO POR LOS ECOSISTEMAS COSTEROS**

-----

## **PhD THESIS**

**VALUATION OF THE FLOOD PROTECTION SERVICE PROVIDED BY  
COASTAL ECOSYSTEMS**

---

Presentada por: **PELAYO MENÉNDEZ FERNÁNDEZ**

Dirigida por: **Prof./Dr. ÍÑIGO J. LOSADA RODRÍGUEZ**

Santander, noviembre de 2018





*A mis padres, por ser el único pilar inquebrantable de mi vida*



# Agradecimientos

Cuando a los dieciocho años hice las maletas para irme a Santander a estudiar Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos, jamás me hubiese imaginado que diez años más tarde estaría escribiendo las últimas líneas de mi Tesis Doctoral. Y quiero remontarme al año 2008, porque fue entonces cuando conocí al profesor Íñigo Losada Rodríguez, la persona que me abrió las puertas del Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria y ha guiado mi trayectoria profesional. Desde aquí quiero agradecerle, no solo por haber dirigido mi Tesis, sino por sus consejos y sus enseñanzas, por la paciencia que ha tenido conmigo, y por haberme transmitido su pasión por el campo de la investigación.

Debo un especial agradecimiento al profesor e investigador Mike Beck, de la Universidad de Santa Cruz (California) y TNC (The Nature Conservancy), por haberme acogido en su hogar como un miembro más de su familia, y por haberme dado la oportunidad de vivir “mi pequeño sueño americano”.

También quiero expresar mi gratitud a mis colegas y compañeros del IH Cantabria. En el IH hemos formado una pequeña gran familia que he visto crecer y cambiar a lo largo de los seis años que llevo en el Centro. Unos llegan, otros se van, pero el recuerdo siempre queda. Y quiero empezar acordándome de los que no están: Omar, Nico, Jorge, Fernando y Ana, vosotros erais ya una realidad cuando yo llegué, y sois parte importante del Pelayo investigador que soy ahora.

De los que aún siguen, quiero agradecer especialmente a Javi y Alexandra la empatía mostrada todos estos años, pues los tres hemos coincidido en nuestra fase predoctoral y hemos podido ayudarnos mutuamente. Vuestra compañía en este largo camino es uno de los mejores recuerdos.

Pero esta Tesis no habría sido posible sin la estimable ayuda de varios compañeros, cuya aportación quiero agradecer. En primer lugar, Sheila, por el valioso soporte GIS que me has dado y por haber estado disponible siempre que surgía cualquier problema con los procesos de inundación; gracias. En segundo lugar, a los profesores Pedro y Saúl, por ayudarme a “traducir” rigurosamente la complejidad de los resultados de esta Tesis a un lenguaje comprensible para todos, el económico; muchas gracias. En tercer lugar, “Killo”, por enseñarme a utilizar modelos de huracanes y dotar a este trabajo de una mayor calidad y rigurosidad; muchas gracias.

Gracias al resto de compañeros del grupo de “Clima Marítimo y Cambio Climático”: Héctor, Chus, “las Martas”, Salva, Patri, Cris, Paula, Melisa, Manu, Adri y Juan, que han hecho más ameno el día a día. Juntos hemos compartido muchos “cafés”, sobaos, quesadas... ¡y los que quedan!

También hago extensible mi agradecimiento a los componentes de mi antiguo grupo, el de “Infraestructuras costeras”, especialmente al profesor Javi Lara, mi primer jefe en el IH Cantabria, y a Chisco, Antonio Tomás, Gabi, María, Pablo y Gabo, por su ayuda inestimable durante los tres años de trabajo compartido desde mis comienzos en el Instituto, allá por 2012.

Quiero agradecer al Ministerio de Ciencia Innovación y Universidades por la financiación recibida por medio de la beca de Formación de Personal Universitario (FPI, BES-2015-074343) , asociada al proyecto del Plan Nacional ECOPROOF (BIA2014-59718-R), así como al IH Cantabria y a la Universidad de Cantabria por proporcionarme los recursos necesarios para el desarrollo de esta Tesis.

Fuera del ámbito académico quiero dar las gracias a “Pablito”, mi amigo, mi confesor, mi “hermano” mayor. Si alguien sabe lo que ha costado sacar esto adelante, es él. Gracias por enseñarme que lo más importante de la vida es VIVIRLA ¡Qué cosa tan obvia, pero cuántas veces nos olvidamos de ella! ¿verdad? En eso, Pablo, eres un verdadero maestro.

Durante estos tres años de doctorado, he pasado momentos muy buenos, momentos menos buenos, e incluso he llegado a tener una relación de amor-odio con mi Tesis. Pero me he dado cuenta de lo necesario que es, a veces, tropezar, para despertar en uno mismo la inquietud por aprender y convertirse en mejor investigador. Es momento de poner punto final a esta etapa de mi vida donde mis padres han sido, como siempre, mi mayor sustento. “A las duras y a las maduras”, ellos siempre han estado presentes y gran “culpa” de que esta Tesis haya salido adelante es suya.

Me dejo nombres en el tintero, pero sepan todos que esta Tesis Doctoral no ha sido solo investigación, y que todas las personas que han compartido momentos de mi vida durante este periodo son partícipes de la misma.

Muchas gracias.

# Resumen

Los ecosistemas costeros, tales como los arrecifes de coral o los manglares, son un recurso natural que proporciona servicios al ser humano. Entre los servicios que aportan se encuentra el de proteger el frente litoral de las inundaciones y evitar pérdidas humanas y económicas. En las últimas décadas la sobreexplotación directa de estos ecosistemas y la incidencia del cambio climático sobre su estado de conservación ha provocado el deterioro y desaparición de parte de los arrecifes de coral y manglares que hay en el mundo. Debido a este retroceso, hay países, como Filipinas, que ya perciben los efectos de la pérdida de protección en sus costas. Si a la degradación de los ecosistemas se le suma el constante crecimiento demográfico y económico del litoral, la subida del nivel del mar por efecto del cambio climático y la exposición directa a amenazas climáticas, como el oleaje, tormentas tropicales y extra tropicales o tsunamis, se presenta un escenario global de corto y medio plazo donde los recursos naturales jugarán un papel más relevante del que tienen en la actualidad.

En este contexto surge la necesidad de tomar medidas globales en relación con los ecosistemas, sustentadas por la comunidad científica, para poner en valor los servicios que proporcionan y promover planes de adaptación y conservación del medio natural. Esta tesis pretende contribuir a dar ese soporte científico proponiendo una metodología multidisciplinar de valoración del servicio de protección frente a la inundación de los ecosistemas costeros que mejore las valoraciones existentes y los métodos aplicados hasta la fecha. Para ello, la metodología debe ser flexible, es decir, adaptable a cualquier escala y ecosistema, y debe tener en cuenta todos los procesos que intervienen, así como la interacción entre ellos. Esto último incluye la caracterización del clima marítimo, el modelado hidrodinámico del efecto del ecosistema en la propagación de las dinámicas marinas, la obtención del impacto de la inundación y el cálculo de las consecuencias socioeconómicas. Todo ello abordado probabilísticamente, de tal forma que la reducción del riesgo se pueda analizar tanto en magnitud como en probabilidad.

Haciendo uso de las bases de datos climáticas globales más recientes y de herramientas numéricas y estadísticas de alta resolución para modelar las dinámicas marinas, se ha aplicado dicha metodología a escala global, nacional y local con el fin de conocer el valor económico actual de los arrecifes de coral

y los manglares e informar a todos los agentes implicados, tanto públicos como privados, de las consecuencias que tendría perder estos recursos naturales.

En el caso de los arrecifes de coral, las pérdidas anuales esperadas si se produjera un episodio global de blanqueamiento y desapareciera por completo el ecosistema, serían de 3.370 millones de dólares, y afectarían a más de 265.000 personas. Por su parte, el valor anual esperado de los manglares, teniendo en cuenta las mismas condiciones climáticas, sería de 5.000 millones de dólares, y afectaría a más de 1 millón de personas. Sin embargo, los manglares, además de proteger frente a condiciones de oleaje regular, juegan un papel fundamental en la protección frente a eventos extremos, en cuyo caso su valor ascendería a 65.000 millones de dólares, protegiendo a 15 millones de personas en todo el mundo. En términos porcentuales, la pérdida de arrecifes incrementaría un 90% las pérdidas económicas por inundación y un 80% el número de personas afectadas, mientras que la desaparición de los manglares supondría un aumento del 9% y 28% respectivamente. Esto significa que, los arrecifes de coral protegen zonas con mayor valor económico, mientras que los manglares protegen zonas donde hay asentamientos poblacionales con un menor poder adquisitivo. Este tipo de consideraciones deben tenerse en cuenta a la hora de establecer los criterios para adoptar medidas de conservación y adaptación, de tal forma que no solo sea la dimensión económica la que decida, sino también el aspecto social. A escala nacional, los países que más protección reciben de los ecosistemas se ubican en el Pacífico Oeste y en el Caribe. Indonesia, Filipinas, Malasia y Cuba lideran el ranking de países con mayor valor de arrecifes de coral, mientras que México, Bahamas, Mozambique, Belice y Guyana, son los que tienen mayor riqueza de manglar.

Aunque las cifras agregadas globalmente ponen en valor la capacidad de protección de los ecosistemas marinos y resaltan la importancia de preservar los recursos naturales existentes, no son útiles para asesorar planificaciones de ámbito local. La aplicación de medidas de adaptación concretas requiere valoraciones de alta resolución y a pequeña escala. De hecho, en esta investigación se ha demostrado que utilizar datos locales de calidad y métodos de alta resolución permite mejorar en casi un 70% la precisión de las valoraciones socioeconómicas. Sin embargo, para abordar un análisis local se necesita información de detalle que no siempre está disponible. Por tanto, una de las partes de este trabajo se centra en cuantificar la magnitud del error cometido en las estimaciones de las consecuencias de la inundación ante escenarios de escasez de datos y falta de recursos.

En resumen, este trabajo pretende contribuir a mejorar las valoraciones de los servicios ecosistémicos con el objetivo de incentivar la conservación del medio ambiente y asegurar, en el futuro, la disponibilidad de recursos naturales.

# Índice

<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>I</b>
<b>LISTA DE TABLAS .....</b>	<b>IX</b>
<b>LISTA DE ACRÓNIMOS.....</b>	<b>XIII</b>
<b>LISTA DE SÍMBOLOS .....</b>	<b>XVII</b>
<b>ANOTACIONES.....</b>	<b>XXI</b>
<b>CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>1</b>
1.1 CONTEXTO Y MOTIVACIÓN .....	1
1.2 ESTADO DEL ARTE DEL PROBLEMA GENERAL.....	4
1.2.1 <i>¿Qué son los servicios ecosistémicos?</i> .....	5
1.2.2 <i>Ecosistemas y servicios que se pueden valorar</i> .....	9
1.2.3 <i>Valoración histórica de los servicios ecosistémicos</i> .....	14
1.2.4 <i>Modelado de los procesos físicos de arrecifes de coral y manglares</i> .....	21
1.2.5 <i>Aplicaciones de los servicios ecosistémicos: “Soluciones Naturales”</i> .....	22
1.2.6 <i>Usos y retos de los servicios ecosistémicos</i> .....	27
1.3 OBJETIVOS GENERAL Y ESPECÍFICOS.....	29
1.4 ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	30

<b>CAPÍTULO 2: METODOLOGÍA GENERAL PARA VALORAR EL SERVICIO DE PROTECCIÓN DE LOS ECOSISTEMAS FRENTE A LA INUNDACIÓN COSTERA .....</b>	<b>33</b>
2.1 INTRODUCCIÓN .....	33
2.2 PASO 1: CARACTERIZACIÓN DE LAS DINÁMICAS “OFFSHORE” .....	35
2.2.1 Forzamientos atmosféricos 1: Clima regular (Reanálisis atmosférico).....	36
2.2.2 Forzamientos atmosféricos 2: Ciclones tropicales .....	38
2.2.3 Forzamientos astronómicos: marea astronómica .....	42
2.2.4 Forzamientos tectónicos: tsunamis y subsidencia.....	42
2.2.5 Nivel del mar y cambio climático.....	44
2.3 PASO 2: PROPAGACIÓN DE LAS DINÁMICAS “OFFSHORE” HASTA EL ECOSISTEMA .....	44
2.4 PASO 3: PROPAGACIÓN DE LAS DINÁMICAS SOBRE EL ECOSISTEMA .....	46
2.4.1 Ecuación de balance del flujo de energía: Propagación de oleaje.....	49
2.4.2 Modelo de Run-up en costa.....	53
2.4.3 Modelo de propagación de la marea meteorológica .....	57
2.5 PASO 4: CÁLCULO DE LA INUNDACIÓN.....	59
2.5.1 (A) Cálculo desacoplado de la propagación e inundación .....	60
2.5.2 (B) Cálculo acoplado de la propagación e inundación .....	62
2.6 PASO 5: CÁLCULO DE CONSECUENCIAS SOCIOECONÓMICAS .....	63
2.6.1 Activos en costa: población y capital construido (Exposición) .....	65
2.6.2 Sensibilidad frente a las amenazas: funciones de daño (Vulnerabilidad) .....	67
2.6.3 Consecuencias sobre los activos: Daños y Beneficio (Riesgo) .....	68
2.7 PARTICULARIDADES METODOLÓGICAS EN FUNCIÓN DE LA ESCALA .....	69
 <b>CAPÍTULO 3: VALORACIÓN A ESCALA GLOBAL DEL SERVICIO DE PROTECCIÓN FRENTE A INUNDACIÓN COSTERA DE LOS ARRECIFES DE CORAL.....</b>	 <b>73</b>
3.1 INTRODUCCIÓN .....	73
3.2 RESUMEN DE LA METODOLOGÍA .....	76
3.3 DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO .....	77
3.4 RESULTADOS .....	79
3.4.1 Beneficios globales agregados.....	79
3.4.2 Beneficios globales por país .....	81
3.4.3 Beneficios globales a pequeña escala.....	84
3.5 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES .....	85
 <b>CAPÍTULO 4: VALORACIÓN A ESCALA NACIONAL DEL SERVICIO DE PROTECCIÓN FRENTE A INUNDACIÓN COSTERA DE LOS MANGLARES: FILIPINAS.....</b>	 <b>91</b>
4.1 INTRODUCCIÓN .....	91
4.2 RESUMEN DE LA METODOLOGÍA .....	92
4.3 APLICACIÓN A ESCALA NACIONAL: FILIPINAS .....	95
4.3.1 Clima marítimo .....	95
4.3.2 Manglares .....	96
4.3.3 Segmentación de la costa.....	96
4.3.4 Población y stock .....	97
4.3.5 Ciclones tropicales en Filipinas.....	97
4.3.6 Paso 1: Dinámicas “offshore” .....	98



4.3.7	<i>Paso 2: Dinámicas pre-hábitat</i>	99
4.3.8	<i>Paso 3: Propagación a través del ecosistema</i>	99
4.3.9	<i>Paso 4: Impacto de la inundación</i>	101
4.3.10	<i>Paso 5: Daños y beneficios socioeconómicos</i>	103
4.4	RESULTADOS	104
4.4.1	<i>Dinámicas oceánicas de ciclones tropicales y clima regular</i>	104
4.4.2	<i>Daños y beneficios agregados a nivel de país</i>	106
4.4.3	<i>Daños y beneficios agregados a escala local dentro de Filipinas</i>	109
4.5	DISCUSIÓN	110
4.6	LIMITACIONES	112
4.7	CONCLUSIONES	115
<b>CAPÍTULO 5: VALORACIÓN A ESCALA GLOBAL DEL SERVICIO DE PROTECCIÓN FRENTE A INUNDACIÓN COSTERA DE LOS MANGLARES</b>		<b>117</b>
5.1	INTRODUCCIÓN	117
5.2	ZONA DE ESTUDIO	118
5.3	METODOLOGÍA	119
5.3.1	<i>Paso 1: Dinámicas “offshore”</i>	120
5.3.2	<i>Paso 2: Dinámicas pre-hábitat</i>	125
5.3.3	<i>Paso 3: Propagación a través del ecosistema</i>	126
5.3.4	<i>Paso 4: Impacto de la inundación</i>	128
5.3.5	<i>Paso 5: Daños y beneficios socioeconómicos</i>	129
5.3.6	<i>Diferencias metodológicas respecto a la valoración global de corales</i>	130
5.4	RESULTADOS	131
5.4.1	<i>Beneficios globales agregados</i>	131
5.4.2	<i>Beneficios globales por país</i>	134
5.4.3	<i>Beneficios globales a pequeña escala</i>	137
5.5	IMPLICACIONES PARA LA TOMA DE DECISIONES	139
5.6	CONCLUSIONES	141
<b>CAPÍTULO 6: VENTAJAS DE LA DISPONIBILIDAD DE DATOS Y HERRAMIENTAS DE CALIDAD PARA VALORAR EL RIESGO DE INUNDACIÓN COSTERA: COMPARACIÓN MULTIESCALA</b>		<b>145</b>
6.1	INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	145
6.2	METODOLOGÍA	147
6.3	ZONA DE ESTUDIO: PAGBILAO (FILIPINAS)	151
6.4	DESCRIPCIÓN DE LOS TEST DE SENSIBILIDAD INTERMEDIOS	153
6.4.1	<i>Test A: Número de ciclones tropicales (Históricos vs sintéticos)</i>	153
6.4.2	<i>Test B: Segmentación de la costa (2 km vs 200 m)</i>	156
6.4.3	<i>Test C: Resolución del MDE (MERIT-90 m vs IFSAR-5 m)</i>	156
6.4.4	<i>Test D: Método de inundación (“Bathtub” vs “RFSM-EDA”)</i>	158
6.4.5	<i>Test E: Resolución de la población (GPW-1 km vs WorldPop-100 m)</i>	160
6.5	RESULTADOS	161
6.6	DISCUSIÓN	165
6.6.1	<i>Discusión de los resultados</i>	166
6.6.2	<i>Discusión de las limitaciones</i>	167

6.7	CONCLUSIONES .....	170
 <b>CAPÍTULO 7: CONCLUSIONES, CONTRIBUCIONES CIENTÍFICAS Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN..... 173</b>		
7.1	CONCLUSIONES.....	173
7.2	CONTRIBUCIONES CIENTÍFICAS .....	179
7.3	FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN .....	181
 <b>BIBLIOGRAFÍA ..... 185</b>		
 <b>APÉNDICE A (CAPÍTULO 1): VALOR HISTÓRICO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ..... 207</b>		
 <b>APÉNDICE B (CAPÍTULO 2): DEFINICIONES Y CONCEPTOS CLAVE PARA ENTENDER LAS COMPONENTES DE LA COTA DE INUNDACIÓN ..... 215</b>		
 <b>APÉNDICE C (CAPÍTULO 2): PROCESOS FÍSICOS DE LA INTERACCIÓN FLUJO-ECOSISTEMA ..... 217</b>		
 <b>APÉNDICE D (CAPÍTULO 4): VALIDACIÓN Y ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DEL MODELO DELFT3D (FILIPINAS) ..... 221</b>		
 <b>APÉNDICE E (CAPÍTULO 5): MODELO DE REGRESIÓN PARA PREDECIR EL OLEAJE Y LA MAREA METEOROLÓGICA POR CICLONES TROPICALES ..... 225</b>		
 <b>APÉNDICE F (CAPÍTULO 5): TABLAS DE INTERPOLACIÓN DE LA COTA DE INUNDACIÓN .. 243</b>		
 <b>APÉNDICE G (CAPÍTULO 5) : FIGURAS Y TABLAS DE RANKING DE BENEFICIOS POR PAÍS 247</b>		
 <b>APÉNDICE H (CAPÍTULO 6): TABLAS ADICIONALES DE LA COMPARACIÓN MULTIESCALA ..... 253</b>		

# Lista de figuras

## CAPÍTULO 1

Figura 1.1: Implicación de los ecosistemas en el marco del riesgo del IPCC. Fuente: modificado de IPCC (2014). .....	4
Figura 1.2: Marco conceptual de servicios ecosistémicos en un contexto económico-ecológico. Fuente: Elaboración propia. ....	6
Figura 1.3: Esquema del proceso de estandarización del valor monetario de un ecosistema. Transformación del valor económico de un ecosistema a dólares Internacionales (Int\$) de 2017. Se muestran como ejemplo cuatro valoraciones de un servicio ecosistémico en cuatro países diferentes y en cuatro años distintos. Fuente: Elaboración propia. ....	18
Figura 1.4: Alternativas para la defensa de la costa, desde soluciones artificiales hasta soluciones naturales. La imagen (a) es un muro vertical artificial construido en Saint Jean de Luz, Francia (Autor: Geert Schotanus). La imagen (b) es una estructura rígida ecológica basada en cubos de hormigón que actúan como mecanismo de defensa y como criaderos de ostras en Chincoteague, Virginia, USA (Fuente: TNC). La imagen (c) es un arrecife de coral artificial construido en la bahía de Greenville, México (Fuente: Reguero et al., 2018). La imagen (d) es un semillero de manglares para su reforestación en Filipinas (Fuente: TNC). La imagen (e) es un campo de manglar en su estado natural en las islas Caimán (Fuente: TNC). ....	24

## CAPÍTULO 2

Figura 2.1: Metodología de evaluación de la protección frente a inundación de ecosistemas costeros. Fuente: Elaboración propia. ....	34
Figura 2.2: Trazas de la base de datos IBTrACS divididas por cuencas oceánicas. La duración de la base de datos de cada cuenca se muestra en el gráfico de la parte inferior izquierda de la imagen. Fuente: Knapp et al., 2010. ....	39
Figura 2.3: Inundación por ciclones tropicales sintéticos. Probabilidad de excedencia de cota de inundación obtenida en la región de Manila a partir de simulaciones sintéticas utilizando el método JPM. Fuente: Tablazon et al., 2015. ....	41
Figura 2.4: Parametrización de un perfil tipo con ecosistemas de arrecifes de coral y manglar. Fuente: Elaboración propia. ....	48
Figura 2.5: Métodos de cálculo de inundación costera. Fuente: Elaboración propia. ....	60
Figura 2.6: Daños Anuales Esperados en función del periodo de retorno mínimo elegido para la integración de la función potencial. Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Capítulo 5. ....	64
Figura 2.7: Daños Anuales Esperados en función del periodo de retorno máximo elegido para la integración de la función potencial. Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Capítulo 5. ....	65

Figura 2.8: Ejemplo de función de daño de inundación sobre el stock residencial. Comparación entre Europa (línea azul) y África (línea roja). Fuente: JRC (Huizinga et al., 2017).....	68
--	----

### CAPÍTULO 3

Figura 3.1: Subdivisión de las zonas de coral. Diferentes niveles de subdivisión del mundo para abordar el estudio de protección frente a inundación costera. (a) Macro-regiones, (b) Sub-regiones en la zona de Latinoamérica y Caribe, (c) Teselas cada 20 km de costa en la Sub-región del Caribe Norte, (d) Perfiles cada 1 km de costa en el Norte de Cuba. Fuente: Elaboración propia. ....	78
Figura 3.2: Daño y beneficio anual esperado. Daños anuales esperados con arrecifes de coral (E1) y sin arrecifes de coral (E2) y beneficios anuales esperados (E2-E1). Los daños y beneficios están expresados en términos de (a) Superficie inundada (km <sup>2</sup> ), (b) número de personas expuestas a la inundación y (c) capital construido perdido (billones int\$). Fuente: Elaboración propia. ....	80
Figura 3.3: Daño por periodo de retorno. Daños por periodo de retorno con arrecifes de coral (E1) y sin arrecifes de coral (E2) para eventos de distinto periodo de retorno (Tr=10, 25, 50 y 100 años). Los daños están expresados en términos de (a) Superficie inundada (miles de km <sup>2</sup> ), (b) número de personas expuestas a la inundación (millones de personas) y (c) capital construido perdido (billones de dólares internacionales). Fuente: Elaboración propia. ....	80
Figura 3.4: Personas protegidas por país. Distribución espacial agregada, a nivel de país, del número de personas protegidas cada año por los arrecifes de coral. El panel (a) muestra la distribución global y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia. ....	82
Figura 3.5: Capital construido protegido por país. Distribución espacial agregada, a nivel de país, del capital construido protegido cada año por los arrecifes de coral. El panel (a) muestra la distribución global y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia. ....	83
Figura 3.6: Porcentaje de PIB protegido por país. Distribución espacial agregada a nivel de país, del % de PIB nacional protegido cada año por los arrecifes de coral. El panel (a) muestra la distribución global y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia. ....	83
Figura 3.7: Personas protegidas cada 20 km de costa. Número de personas protegidas anualmente por los arrecifes de coral de inundación costera. El panel (a) muestra la distribución geográfica global del beneficio esperado cada año. El panel (b) es un zoom en las islas del Caribe y Latinoamérica. El panel (c) es un zoom en la costa del Pacífico Sur y Oeste. Fuente: Elaboración propia.....	84
Figura 3.8: Capital construido protegido cada 20 km de costa. Capital construido protegido anualmente por los arrecifes de coral de inundación costera. El panel (a) muestra la distribución geográfica global del beneficio esperado cada año. El panel (b) es un zoom en las islas del Caribe y Latinoamérica. El panel (c) es un zoom en la costa del Pacífico Sur y Oeste. Fuente: Elaboración propia.....	85

### CAPÍTULO 4

Figura 4.1: Clusterización de perfiles. Ejemplo de 8 de las 250 familias de la clasificación de perfiles correspondientes al escenario de cobertura de manglar de 2010. Fuente: Elaboración propia. ....	100
Figura 4.2: Funciones de daño. Función de daño sobre personas (a), carreteras (a) y stock (b). Fuente: Elaboración propia. ....	103
Figura 4.3: Cota de inundación producida por el clima regular en Filipinas. Cota de inundación (en metros) de 25 años de periodo de retorno para condiciones de clima regular: (a) Cobertura de manglar de 1950, (b) cobertura de manglar de 2010 y (c) escenario sin manglares. Fuente: Elaboración propia. ....	105

Figura 4.4: Cota de inundación producida por ciclones tropicales en Filipinas. Cota de inundación (en metros) de 25 años de periodo de retorno producida por ciclones tropicales: (a) Cobertura de manglar de 1950, (b) cobertura de manglar de 2010 y (c) escenario sin manglares. Fuente: Elaboración propia.	105
Figura 4.5: Daños Anuales Esperados en Filipinas. Valores calculados en términos de (a) población total, (b) población bajo el umbral de la pobreza afectada por la inundación, (c) capital construido total perdido (stock residencial e industrial) y (d) kilómetros de carretera inundados. Cada uno de ellos calculado bajo tres escenarios de conservación de manglar: 1950, 2010 y sin manglares. Fuente: Elaboración propia.	106
Figura 4.6: Daño por periodo de retorno. Valores agregados para todo Filipinas medido en términos de (a) población total, (b) población pobre afectada por la inundación, (c) stock total perdido y (d) kilómetros de carretera inundados. Las tres curvas de cada gráfico muestran la distribución del daño para los tres escenarios de cobertura de manglar estudiados (1950, 2010 y sin manglares). Fuente: Elaboración propia.	108
Figura 4.7: Daños Anuales Esperados en Filipinas. Los resultados se presentan para tres escenarios de conservación de los manglares (1950, 2010 y sin manglar) y dos condiciones climáticas (clima regular y ciclones tropicales). Fuente: Elaboración propia.	109
Figura 4.8: Beneficio anual esperado por km de costa. Distribución espacial en Filipinas del Beneficio Anual Esperado por km de costa proporcionado por los manglares sobre (A) la población total, (B) la población pobre y (C) stock total (industrial + residencial). Fuente: Elaboración propia.	110

## CAPÍTULO 5

Figura 5.1: Subdivisión de las zonas de manglar. (a) Macro-regiones y capa de manglar global pintada en rojo, (b) Sub-regiones en la cuenca del océano Atlántico, (c) Teselas cada 20 km de costa en la Sub-región del Caribe Norte, (d) Perfiles cada 1 km de costa en el Norte de Cuba. Fuente: Elaboración propia.	119
Figura 5.2: Base de datos ciclones tropicales (IBTrACS). En el mapa se muestra la subdivisión de las trazas de ciclones tropicales por cuencas oceánicas (recuadros rojos). Debajo se han representado los histogramas que recogen la estacionalidad de estos eventos a lo largo del año y en cada cuenca. Fuente: Elaboración propia a partir de la base de datos IBTrACS (Knapp et al., 2010).	121
Figura 5.3: Parametrización de un ciclón tropical. Croquis para identificar las variables predictoras del clima marítimo generado por un ciclón tropical en cualquier punto. En la figura se muestra el ejemplo de un tifón en Filipinas donde las variables predictoras son la distancia del ojo del tifón al punto objetivo (D), la velocidad del viento (W), la velocidad de desplazamiento del tifón (V), la dirección del viento respecto al Norte en el punto objetivo ( $\theta_w$ ) y el ángulo entre la dirección del viento y la dirección del perfil que une el punto objetivo y la costa ( $\theta_p$ ). El predictando es la altura de ola significativa máxima producida durante el evento en el punto objetivo ( $H_{s_{max}}$ ), el periodo de pico ( $T_p$ ), la marea meteorológica máxima ( $SS_{max}$ ) y la duración de la marea meteorológica máxima ( $T_{SS_{max}}$ ). Fuente: Elaboración propia.	122
Figura 5.4: Cota de inundación en Vietnam. (a) Distribución de los manglares a lo largo de la costa del Vietnam. Los paneles (b) y (c) son un ejemplo de cota de inundación (CI) de 100 años de periodo de retorno, producida por ciclones tropicales en la costa de Vietnam bajo dos escenarios: (b) Con manglares y (c) sin manglares. Las cuatro zonas señaladas corresponden a los lugares de mayor densidad de ecosistema, aunque no todos proporcionan el mismo nivel de protección. Mientras que los manglares de las zonas 2 y 3 apenas contribuyen a reducir la cota de inundación, los de las zonas 1 y 4 consiguen reducir el nivel más de 1 metro, llegando hasta los 2,25 m en el norte. Fuente: Elaboración propia.	127
Figura 5.5: Superficie de inundación producida por ciclones tropicales en Cancún (México). Distribución de la superficie de inundación de 25 años de periodo de retorno en Cancún, producida por ciclones tropicales: (a) Distribución de la capa de manglares (rojo) y arrecifes de coral (verde) en la	

zona. (b) Inundación en presencia de manglares. (c) Inundación en ausencia de manglares. Fuente: Elaboración propia. ....	128
Figura 5.6: Superficie de inundación producida por el clima regular en Cancún (México). Distribución de la superficie de inundación de 25 años de periodo de retorno en Cancún, producida por condiciones de clima regular: (a) Distribución de la capa de manglares (rojo) y arrecifes de coral (verde) en la zona. (b) Inundación en presencia de manglares. (c) Inundación en ausencia de manglares. Fuente: Elaboración propia. ....	129
Figura 5.7: Daño y beneficio anual esperado total. Daños anuales esperados con manglares (E1) y sin manglares (E2) y beneficios anuales esperados (E2-E1). Los daños y beneficios están expresados en términos de (a) Superficie inundada (miles de km <sup>2</sup> ), (b) número de personas expuestas a la inundación (millones de personas) y (c) capital construido perdido (billones int\$). Fuente: Elaboración propia. ....	131
Figura 5.8: Daño y beneficio anual esperado por la acción de ciclones tropicales. Daños anuales esperados con manglares (E1) y sin manglares (E2) y beneficios anuales esperados (E2-E1). Los daños y beneficios están expresados en términos de (a) Superficie inundada (miles de km <sup>2</sup> ), (b) número de personas expuestas a la inundación (millones de personas) y (c) capital construido perdido (billones int\$). Fuente: Elaboración propia. ....	131
Figura 5.9: Daño y beneficio anual esperado por la acción de clima regular. Daños anuales esperados con manglares (E1) y sin manglares (E2) y beneficios anuales esperados (E2-E1). Los daños y beneficios están expresados en términos de (a) Superficie inundada (miles de km <sup>2</sup> ), (b) número de personas expuestas a la inundación (millones de personas) y (c) capital construido perdido (billones int\$). Fuente: Elaboración propia. ....	132
Figura 5.10: Daño total por periodo de retorno. Daños por periodo de retorno con manglares (E1) y sin manglares (E2) para eventos de distinto periodo de retorno (Tr=10, 25, 50 y 100 años). Los daños están expresados en términos de (a) Superficie inundada (miles de km <sup>2</sup> ), (b) número de personas expuestas a la inundación (millones de personas) y (c) capital construido perdido (billones de dólares internacionales). Fuente: Elaboración propia. ....	132
Figura 5.11: Daño por periodo de retorno producido por la acción de ciclones tropicales. Daños por periodo de retorno con manglares (E1) y sin manglares (E2) para eventos de distinto periodo de retorno (Tr=10, 25, 50 y 100 años). Los daños están expresados en términos de (a) Superficie inundada (miles de km <sup>2</sup> ), (b) número de personas expuestas a la inundación (millones de personas) y (c) capital construido perdido (billones de dólares internacionales). Fuente: Elaboración propia. ....	133
Figura 5.12: Daño por periodo de retorno producido por la acción del clima regular. Daños por periodo de retorno con manglares (E1) y sin manglares (E2) para eventos de distinto periodo de retorno (Tr=10, 25, 50 y 100 años). Los daños están expresados en términos de (a) Superficie inundada (miles de km <sup>2</sup> ), (b) número de personas expuestas a la inundación (millones de personas) y (c) capital construido perdido (billones de dólares internacionales). Fuente: Elaboración propia. ....	133
Figura 5.13: Personas totales protegidas por país. Distribución espacial agregada, a nivel de país, del número de personas protegidas cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia. ....	135
Figura 5.14: Capital construido total protegido por país. Distribución espacial agregada, a nivel de país, del capital construido protegido cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia. ....	136
Figura 5.15: Porcentaje de PIB total protegido por país. Distribución espacial agregada, a nivel de país, del porcentaje de PIB protegido cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b), (c) y (d) son ampliaciones de las islas del Caribe, África y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia. ....	137
Figura 5.16: Personas totales protegidas cada 20 km de costa. Número de personas protegidas anualmente de la inundación costera por los manglares. El panel (a) muestra la distribución geográfica global del beneficio esperado cada año. El panel (b) es un zoom en las islas del Caribe y Latinoamérica.	

El panel (c) es una ampliación de la zona de África. El panel (d) es un zoom en la costa del Pacífico Sur y Oeste. Fuente: Elaboración propia. ....	138
Figura 5.17: Capital construido total protegido cada 20 km de costa. Capital construido protegido anualmente de la inundación costera por los manglares. El panel (a) muestra la distribución geográfica global del beneficio esperado cada año. El panel (b) es un zoom en las islas del Caribe y Latinoamérica. El panel (c) es una ampliación de la zona de África. El panel (d) es un zoom en la costa del Pacífico Sur y Oeste. Fuente: Elaboración propia. ....	139

## CAPÍTULO 6

Figura 6.1: Diagrama de flujo y resultados. Estrategia metodológica seguida para analizar la sensibilidad del riesgo de inundación y la capacidad de protección de los manglares frente a diferentes aproximaciones, con el objetivo de informar a los tomadores de decisiones de dónde se puede obtener el mayor beneficio para mejorar las evaluaciones de riesgo de inundación. Fuente: Elaboración propia. ....	147
Figura 6.2: Comparación de mapas de inundación en Pagbilao (Filipinas). Diferencias entre el caso Base y el caso de Referencia, tanto con cómo sin manglares, ante una inundación de periodo de retorno de 50 años en el municipio de Pagbilao (Filipinas) producida por ciclones tropicales. Fuente: Elaboración propia. ....	148
Figura 6.3: Zona de estudio: Pagbilao (Filipinas). Fuente: Elaboración propia. ....	152
Figura 6.4: Distribución de manglares en el municipio de Pagbilao. El panel central muestra la diferencia entre la cobertura del ecosistema en 1950 y 2010. Los paneles “a”, “b”, “c” y “d” son una ampliación de las zonas donde la pérdida o restauración del recurso natural es más evidente, mostrándose en ellas la cobertura correspondiente a 2010. Cada imagen representa una causa de pérdida del ecosistema diferente: (a) El retroceso del manglar se debe al cambio en el transporte de sedimentos del río que desemboca en la zona oeste de la bahía. (b) El incremento de la densidad de manglar se debe a las iniciativas políticas de reforestación llevadas a cabo en Pagbilao. (c) La pérdida observada se debe a la conversión del suelo para uso de acuicultura. (d) Este caso es un ejemplo de migración del ecosistema hacia tierra, probablemente debido a la pérdida de calidad del suelo y ausencia de nutrientes en primera línea de costa. Fuente: Elaboración propia. ....	152
Figura 6.5: Test de sensibilidad A: Altura de ola significativa. Distribución de $H_s$ “offshore” en la Bahía de Tabayas (Pagbilao). Distribución de la altura de ola significativa máxima producida por (A) ciclones tropicales históricos y (B) sintéticos. Los círculos negros representan los datos repartidos por periodo de retorno. La línea negra sólida representa el valor más probable asociado a cada periodo de retorno. Las líneas negras de puntos representan el intervalo de confianza del 95%, del ajuste. Fuente: Elaboración propia. ....	155
Figura 6.6: Test de sensibilidad A: TWL y Cota de Inundación. (A) TWL pre-hábitat. (B1) Cota de Inundación producida por ciclones tropicales históricos (línea sólida) y sintéticos (línea de puntos) en caso de existencia de la cobertura de manglar de 2010. (B2) Cota de Inundación producida por ciclones tropicales históricos (línea sólida) y sintéticos (línea de puntos) en caso de pérdida total de manglar. Fuente: Elaboración propia. ....	156
Figura 6.7: Test de sensibilidad B: Segmentación de la costa. (a) Ejemplo de perfiles transversales cada 2 km. (b) Ejemplo de perfiles transversales cada 200 m. Fuente: Elaboración propia. ....	156
Figura 6.8: Test de sensibilidad C: Comparación de Modelos Digitales de Elevación. (a) Vista general de la Bahía de Pagbilao. (b) MDE global SRTM de 30 m de resolución espacial. (c) MDE global MERIT de 90 m de resolución espacial. (d) MDE local IFSAR, de 5 m de resolución espacial. Fuente: Elaboración propia. ....	158
Figura 6.9: Test de sensibilidad D: Comparación de métodos de inundación utilizando como base un MDE de 5 m (IFSAR). (a) Inundación de periodo de retorno de 50 años ( $T_r=50$ años) en presencia de manglares, calculada con el método “bathtub”. (b) Inundación de periodo de retorno de 50 años ( $T_r=50$	

años) en presencia de manglares, calculada con el modelo RFSM-EDA. Fuente: Elaboración propia.	159
Figura 6.10: Test de sensibilidad E: Comparación de bases de datos de población. (a) Base de datos de población global GWP de 1 km de resolución. (b) Base de datos de población global WorldPop de 100 m de resolución. Fuente: Elaboración propia.	161
Figura 6.11: Riesgos y Beneficios Anuales Esperados para cada test de sensibilidad. Fuente: Elaboración propia.	163

## APÉNDICE C

Figura C1: Procesos físicos en la interacción olas-ecosistemas. Fuerzas generadas en condiciones de profundidades indefinidas (panel izquierdo) y fuerzas generadas en condiciones de profundidades reducidas (panel derecho). Fuente: Elaboración propia.	219
--	-----

## APÉNDICE D

Figura D1: Validación de la marea meteorológica producida por el Tifón Rammasun en Legaspi y Subic Bay (Filipinas). El panel superior representa la traza de mínima presión del ciclón (hPa). Los dos paneles inferiores muestran la comparación del registro instrumental de marea meteorológica con los valores calculados numéricamente con el modelo Delft3D. Fuente: Elaboración propia.	222
---	-----

## APÉNDICE E

Figura E1: Histogramas para ver el rango de las variables de todos los ciclones tropicales simulados en Filipinas. Fuente: Elaboración propia.	225
Figura E2: Histogramas para ver el rango de las variables de clima marítimo (“offshore”) generadas por todos los ciclones tropicales simulados en Filipinas. Fuente: Elaboración propia.	226
Figura E3: Altura de ola significativa máxima (Hs), en zonas expuestas. Fuente: Elaboración propia.	227
Figura E4: Periodo de pico (Tp) en zonas expuestas. Fuente: Elaboración propia.	227
Figura E5: Marea meteorológica máxima durante el evento (SS) en zonas expuestas. Fuente: Elaboración propia.	228
Figura E6: Duración del pico de marea meteorológica (Tss) en zonas expuestas. Fuente: Elaboración propia.	228
Figura E7: Altura de ola significativa máxima durante el evento (Hs) en zonas protegidas. Fuente: Elaboración propia.	229
Figura E8: Periodo de pico (Tp) en zonas protegidas. Fuente: Elaboración propia.	230
Figura E9: Marea meteorológica máxima durante el evento (SS) en zonas protegidas. Fuente: Elaboración propia.	230
Figura E10: Duración del pico de marea meteorológica (Tss) en zonas protegidas. Fuente: Elaboración propia.	231
Figura E11: Validación del modelo de regresión para calcular Hs generada por ciclones tropicales en zonas expuestas. Comparación de la altura de ola máxima (imagen izquierda) y periodo de pico (imagen derecha) calculados con nuestro modelo de regresión de zonas expuestas a ciclones (ecuaciones 5.3 y 5.4) vs modelo de Ruíz-Martínez (2009). Comparación en términos relativos (% de diferencia). Fuente: Elaboración propia.	240
Figura E12: Validación del modelo de regresión para calcular Hs generada por ciclones tropicales en zonas protegidas. Comparación de la altura de ola máxima (imagen izquierda) y periodo de pico (imagen derecha) calculados con nuestro modelo de regresión de zonas protegidas a ciclones (ecuaciones 5.7 y	



5.8) vs modelo de Ochi (1993). Comparación en términos relativos (% de diferencia). Fuente: Elaboración propia. ....	241
--	-----

## APÉNDICE F

Figura F1: Rango de variación de los parámetros de interpolación utilizados para estimar la cota de inundación generada en costa por estados de mar de clima regular. Fuente: Elaboración propia.....	244
Figura F2: Rango de variación de los parámetros de interpolación utilizados para estimar la cota de inundación generada en costa por ciclones tropicales. Fuente: Elaboración propia.....	245
Figura F3: Tablas de interpolación. Visión de las variables contenidas en las tablas de interpolación de cota de inundación, tanto para el caso de clima regular (A) como para ciclones tropicales (B). Lo que aparece subrayado en azul como “TWL_m” se refiere a la Nivel Total de Agua en costa, es decir, a la Cota de Inundación. Fuente: Elaboración propia. ....	246

## APÉNDICE G

Figura G1: Personas protegidas por país frente a ciclones tropicales. Distribución espacial agregada, a nivel de país, del número de personas protegidas cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.....	249
Figura G2: Personas protegidas por país frente a clima regular. Distribución espacial agregada, a nivel de país, del número de personas protegidas cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.....	249
Figura G3: Capital construido protegido por país frente a ciclones tropicales. Distribución espacial agregada, a nivel de país, del capital construido protegido cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia. ....	250
Figura G4: Capital construido protegido por país frente a clima regular. Distribución espacial agregada, a nivel de país, del capital construido protegido cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.....	250
Figura G5: Porcentaje de PIB protegido por país frente a ciclones tropicales. Distribución espacial agregada, a nivel de país, del porcentaje de PIB protegido cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b), (c) y (d) son ampliaciones de las islas del Caribe, África y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia. ....	251
Figura G6: Porcentaje de PIB protegido por país frente a clima regular. Distribución espacial agregada, a nivel de país, del porcentaje de PIB protegido cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b), (c) y (d) son ampliaciones de las islas del Caribe, África y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia. ....	251



# Lista de tablas

## CAPÍTULO 1

Tabla 1.1: Programas y grupos que han trabajado en servicios ecosistémicos desde el año 2005. Fuente: Elaboración propia. .... 9

Tabla 1.2: Servicios ecosistémicos prestados por los 12 biomas de la clasificación de de Groot et al. (2012). Fuente: Elaboración propia. .... 13

## CAPÍTULO 2

Tabla 2.1: Bases de datos globales de ciclones tropicales, oleaje, mareas, nivel del mar y subsidencia. Fuente: Elaboración propia. .... 36

Tabla 2.2: Componentes de la cota de inundación y sus principales características. La tabla muestra la sensibilidad de la cota de inundación ante la presencia de ecosistemas, y viceversa, la sensibilidad de los ecosistemas ante las componentes de cota de inundación. En la columna “Respuesta ante ecosistemas”, la orientación de las flechas indica si la componente de nivel aumenta (flecha hacia arriba), no cambia (=) o disminuye (flecha hacia abajo). Y en la columna “Respuesta de los ecosistemas”, la orientación de las flechas indica si el ecosistema se degrada (flecha hacia abajo), se mantiene inalterado (=) o se adapta (flecha hacia arriba). Fuente: Elaboración propia. .... 49

Tabla 2.3: Coeficientes de fricción de arrecifes de coral según su estado de conservación. Fuente: Adaptación de la tabla de Sheppard et al., 2005. .... 52

Tabla 2.4: Escala global vs escala local. Comparación de modelos, y datos utilizados habitualmente en estudios de escala global y en estudios de escala local. También se incluye información sobre las ventajas y limitaciones de cada aproximación. Fuente: Elaboración propia. .... 72

## CAPÍTULO 3

Tabla 3.1: Ranking de protección anual esperada de arrecifes de coral. Ranking de países que reciben mayor beneficio anual de los corales, en términos de superficie, personas, capital construido y porcentaje de PIB. Fuente: Elaboración propia. .... 82

## CAPÍTULO 4

Tabla 4.1: Metodología. Pasos seguidos para evaluar el servicio de protección frente a inundación costera proporcionado por los manglares en Filipinas. Las figuras identifican los pasos clave y los datos necesarios para abordar probabilísticamente el análisis y estimar los Daños y Beneficios Anuales Esperados. Fuente: Elaboración propia. .... 93

Tabla 4.2: Beneficios Anuales Esperados por hectárea de manglar en Filipinas. Fuente: Elaboración propia.....	107
---	-----

## CAPÍTULO 5

Tabla 5.1: Variables explicativas del clima marítimo generado por ciclones tropicales. La columna de la izquierda muestra las relaciones entre predictor (parámetros del ciclón tropical) y predictando (parámetros de clima marítimo) para las zonas de costa directamente expuestas a los ciclones tropicales. La columna de la derecha muestra las mismas relaciones pero para las zonas de costa protegidas de los ciclones tropicales. Fuente: Elaboración propia. ....	124
Tabla 5.2: Modelos de regresión en zonas directamente expuestas a ciclones tropicales. La tabla muestra el mejor ajuste para predecir la altura de ola significativa máxima, el periodo de pico, la marea meteorológica máxima y su duración en zonas de costa directamente expuestas a ciclones tropicales. Fuente: Elaboración propia. ....	124
Tabla 5.3: Modelos de regresión en zonas protegidas de ciclones tropicales. La tabla muestra el mejor ajuste para predecir la altura de ola significativa máxima, el periodo de pico, la marea meteorológica máxima y su duración en zonas de costa que no están directamente expuestas a ciclones tropicales. Fuente: Elaboración propia. ....	125
Tabla 5.4: Comparación de metodologías. Diferencias entre la metodología global aplicada a la valoración de arrecifes de coral y la aplicada a manglares. Fuente: Elaboración propia. ....	130
Tabla 5.5: Ranking de protección anual esperada total de los manglares. Ranking de países que reciben mayor beneficio anual de los manglares, en términos de superficie, personas, capital construido y porcentaje de PIB. Fuente: Elaboración propia. ....	134

## CAPÍTULO 6

Tabla 6.1: Metodología multi-paso para evaluar el riesgo de inundación y su reducción gracias a los manglares. Paso clave, bases de datos y herramientas necesarias para calcular el IAE y RAE siguiendo el enfoque Base y el enfoque de Referencia. Subrayado en negrita los elementos correspondientes a los datos y métodos de cada test de sensibilidad intermedio ante los que se ha medido la sensibilidad del riesgo de inundación a lo largo de este capítulo. Fuente: Elaboración propia. ....	150
Tabla 6.2: Superficie inundada, personas afectadas y capital construido perdido por la inundación. Resultados de aplicar la metodología de evaluación del riesgo de inundación para los escenarios con y sin manglar en Pagbilao, siguiendo los test intermedios descritos en la sección anterior de este capítulo. También se muestran los valores unitarios (por hectárea de manglar). Fuente: Elaboración propia. .	162
Tabla 6.3: Ranking para evaluar el riesgo. Clasificación de los diferentes test de sensibilidad para evaluar el riesgo en términos de superficie inundada (izquierda), personas afectadas (centro) y capital construido perdido (derecha). Fuente: Elaboración propia. ....	164

## APÉNDICE A

Tabla A1: Valor global de los servicios ecosistémicos. Valor global, absoluto y unitario de los servicios ecosistémicos: pasado (1997), presente (2011) y futuro (2050). Para el futuro se contemplan dos alternativas: escenario “Fortress World” (FW) y escenario “Great Transition” (GT). Fuente: Elaboración propia a partir de los datos recogidos por Costanza et al., 1997, Costanza et al., 2014., de Groot et al., 2012 y Kubiszewski et al., 2017.....	208
Tabla A2: Valor Anual Esperado (VAE) global de todos los servicios y todos los ecosistemas. Estas cantidades están agregadas globalmente, por ecosistema y por servicio, y están expresadas en trillones int\$2007/año para tres horizontes temporales: pasado (1997), presente (2011) y futuro (2050). Fuente: Elaboración propia. ....	211

Tabla A3: Valor Anual Unitario Esperado (VAUE) global de todos los servicios y todos los ecosistemas. Estas cantidades están agregadas globalmente, por ecosistema y por servicio, expresadas en millones int\$2007/ha/año para tres horizontes temporales: pasado (1997), presente (2011) y futuro (2050). Fuente: Elaboración propia. .... 213

## APÉNDICE E

Tabla E1: Coeficientes de correlación de Pearson en zonas expuestas a ciclones. Estos parámetros estadísticos fueron obtenidos a partir de las relaciones entre parámetros de ciclones tropicales y variables meteoceanográficas en Filipinas, para los puntos directamente expuestos al ciclón. Fuente: Elaboración propia. .... 226

Tabla E2: Coeficientes de correlación de Pearson en zonas protegidas de ciclones. Estos parámetros estadísticos fueron obtenidos a partir de las relaciones entre parámetros de ciclones tropicales y variables meteoceanográficas en Filipinas, para los puntos protegidos de la exposición directa al ciclón. Fuente: Elaboración propia. .... 229

## APÉNDICE G

Tabla G1: Ranking de protección anual esperada de los manglares frente a ciclones tropicales. Ranking de países que reciben mayor beneficio anual de los manglares, en términos de superficie, personas, capital construido y porcentaje de PIB. Fuente: Elaboración propia. .... 247

Tabla G2: Ranking de protección anual esperada de los manglares frente a clima regular. Ranking de países que reciben mayor beneficio anual de los manglares, en términos de superficie, personas, capital construido y porcentaje de PIB. Fuente: Elaboración propia. .... 248

## APÉNDICE H

Tabla H1: Ranking para evaluar beneficios. Fuente: Elaboración propia. .... 253

Tabla H2: Ranking para evaluar riesgos por periodo de retorno. Fuente: Elaboración propia. .... 253

Tabla H3: Ranking para evaluar beneficios por periodo de retorno. Fuente: Elaboración propia. .... 253

Tabla H4: Ranking para evaluar riesgos en presencia de manglares. Fuente: Elaboración propia. .... 253

Tabla H5: Ranking para evaluar riesgos en ausencia de manglares. Fuente: Elaboración propia. .... 253

Tabla H6: Índice URI para todas las combinaciones de enfoques posibles. Fuente: Elaboración propia. .... 255



# Lista de acrónimos

ADCIRC	ADvanced CIRCulation Model
AT	Marea Astronómica
BAE	Beneficio Anual Esperado
CI	Cota de Inundación
CIESIN	Center for International Earth Science Information Network
DAC	Dynamic Atmospheric Correction
DAE	Daño Anual Esperado
DENR	Department of Environment and Natural Resources (Filipinas)
DIVA	Dynamic Interactive Vulnerability Assessment model
EEA	European Environmental Agency
ERI	Error Rate Index
FAO	Food and Agriculture Organization
FEMA	Federal Emergency Management Agency
GAR	Global Assessment Report
GEBCO	General Bathymetric Chart of the Oceans
GEV	Generalized Extreme Value distribution
GIS	Geographic Information System
GLOSS	Global Sea Observing System
GOT	Global Ocean Tides
GOW	Global Ocean Waves
GPW	Gridded Population of the World
GSHHG	Global Self-consistent, Hierarchical, High-resolution Geography Database
HAZUS	Hazards United States
HURDAT	Hurricane Research Division
HWRF	Hurricane Weather Research and Forecasting (NOAA)
IAE	Inundación Anual Esperada

IFSAR	Interferometric Synthetic Aperture Radar
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IBTrACS	Tropical Cyclone Best Track Data"
JPM	Joint Probability Method
JPM-OS	Joint Probability Method-Optimal Sampling
JRC	European Union Joint Research Centre
LCM	Land Cover Map
LECZ	Low Elevation Coastal Zones
LIDAR	Light Detection and Ranging
MDA	Maximum Dissimilarity Algorithm
MDE	Modelo Digital de Elevación
MDT	Modelo Digital del Terreno
MERIT-DEM	Multi-Error-Removed Improved-Terrain Digital Elevation Model
MSL	Mean Sea Level
NAMRIA	National Mapping and Resource Information Authority (Filipinas)
NCEP	National Centers for Environmental Prediction
NEDA	The National Economic and Development Authority (Filipinas)
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
PAGASA	Philippine Atmospheric Geophysical and Astronomical Services Administration
POT	Peak Over Threshold
PSA	Philippine Statistics Authority
RAE	Riesgo Anual Esperado
RBF	Radial Basis Functions
RC	Regular Climate
RCP	Representative Concentration Pathways
RFSM-EDA	Rapid Flood Spreading Method – Explicit Diffusion wave with Acceleration term
RIAE	Reducción de Inundación Anual Esperada
RRAE	Reducción de Riesgo Anual Esperado
RSLR	Relative Sea Level Rise
Ru	Run-up
S	Subsidencia
SeaWIFS	Sea-Viewing Wide Field-of-View Sensor
SEDAC	Socioeconomic Data and Applications Center



## LISTA DE ACRÓNIMOS

---

SLR	Sea Level Rise
SOM	Self-Organizing Maps
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
SS	Marea Meteorológica
STCM	Stochastic Tropical Cyclone Model
SWAN	Simulating WAVes Nearshore
TC	Tropical Cyclones
TNC	The Nature Conservancy
TWL	Total Water Level
UNDP	United Nations Development Program
UNEP	United Nation Environmental Program
UNEP-WCMC	United Nation Environmental Program - World Conservation Monitoring Centre
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
UNISDR	United Nations Office for Disaster Risk Reduction
URI	Uncertainty Rate Index
USGS	United State Geological Survey
VAE	Valor Anual Esperado
VAUE	Valor Anual Unitario Esperado
WB	The World Bank
WWF	World Wildlife Fund



# Lista de símbolos

$\alpha$	Cociente de altura de la planta ( $h_{\text{planta}}$ ) entre la profundidad ( $h$ ) [-]
$\eta$	Nivel de la superficie libre del agua [m]
$\gamma$	Coefficiente de rotura del oleaje [-]
$\sigma$	Frecuencia angular del oleaje [rad/s]
$\rho$	Densidad [Kg/m <sup>3</sup> ]
$\tau$	Tensión tangencial [kg/m <sup>2</sup> ]
$\theta$	Dirección del oleaje respecto al norte [rad]
$b_{vi}$	Ancho de cada componente estructural (raíces, tronco o ramas) de los manglares [m]
$C$	Celeridad de la onda [m/s]
$C_b$	Coefficiente de fricción de Chezy [m <sup>0.5</sup> / s]
$C_D$	Coefficiente de arrastre [-]
$C_{DF}$	Coefficiente de arrastre de las fuerzas de fricción [-]
$C_{DP}$	Coefficiente de arrastre de las fuerzas de presión [-]
$C_g$	Celeridad de grupo [m/s]
$D_b$	Disipación de la energía del oleaje debido a procesos de rotura [j/m <sup>2</sup> s]
$D_{f\_coral}$	Disipación de la energía del oleaje debido a la fricción del coral [j/m <sup>2</sup> s]
$D_{f\_fondo}$	Disipación de la energía del oleaje debido a la fricción del fondo [j/m <sup>2</sup> s]
$D_v$	Disipación de la energía del oleaje debido a las fuerzas de presión de la vegetación [j/m <sup>2</sup> s]
$E_r$	Energía del "roller" de las olas [j/m <sup>2</sup> ]
$E_w$	Energía del oleaje [j/m <sup>2</sup> ]
$F_{DF}$	Fuerza de arrastre de fricción [N]
$F_{DP}$	Fuerza de arrastre de presión [N]
$F_e$	Flujo de energía del oleaje [j/ms]
$f$	Frecuencia de Coriolis [rad/s o m/s]

$f_p$	Frecuencia de pico del oleaje [1/s]
$f_w$	Coefficiente de fricción del fondo (cualquier tipo), al propagarse las olas sobre él [-]
$f_{w\_coral}$	Coefficiente de fricción del fondo coralino, al propagarse las olas sobre él [-]
$g$	Aceleración gravitatoria [ $m/s^2$ ]
$h$	Profundidad [m]
$H$	Altura de ola [m]
$H_0$	Altura de ola en profundidades indefinidas [m]
$H_{rms}$	Altura de ola media cuadrática [m]
$H_s$	Altura de ola significativa [m]
$h_{vi}$	Altura de cada componente estructural (raíces, tronco o ramas) de los manglares [m]
$k$	número de onda [ $m^{-1}$ ]
$k_w$	Coefficiente de fricción del viento [-]
KC	Número de Keulegan-Carpenter [-]
$L$	Longitud de onda [m]
$L_0$	Longitud de onda en profundidades indefinidas [m]
$m$	Pendiente (p.e. de playa) [-]
$n$	Coefficiente de fricción de Manning [-]
$N_{vi}$	Densidad de cada componente (raíces, tronco o ramas) de los manglares [ $n^o/m^2$ ]
$p$	Presión hidrostática de la columna de agua [ $N/m^2$ ]
$P_c$	Presión atmosférica en el centro de un ciclón tropical [ $N/m^2$ ]
$P_n$	Presión atmosférica a una longitud de ratio infinita de un ciclón tropical [ $N/m^2$ ]
$P_{xy}$	Coefficiente de correlación de Pearson, entre las variables “x” e “y”
$Re$	Número de Reynolds [-]
$R_m$	Radio de vientos máximos de huracanes [km]
$S_{xx}$	Tensor de radiación en la dirección "x" [ $j/m^2$ ]
$T_p$	Periodo de pico [s]
$T_r$	Periodo de retorno [años]
$T_{ss}$	Duración del pico de marea meteorológica producido por un ciclón tropical [h]
$U_b$	Máxima velocidad horizontal del flujo de agua [m/s]
$u_c$	Máxima velocidad horizontal de las partículas de las olas [m/s]
$U$	Velocidad media del flujo [m/s]
$U_{off}$	Velocidad media del flujo en sentido hacia el mar, o corriente de retorno [m/s]
$u_{ow}$	Velocidad orbital de las partículas de la ola [m/s]

## LISTA DE SÍMBOLOS

---

$V_m$	Velocidad máxima del viento generado por ciclones tropicales [m/s]
$W_{10}$	Velocidad del viento a 10 m sobre la superficie del mar [m/s]



# Anotaciones

- Se utilizará la equivalencia de 1 billón=1.000 millones, y de 1 trillón=1.000.000 millones.
- La unidad monetaria utilizada serán dólares internacionales (int\$).





# Capítulo 1

## Introducción

### 1.1 Contexto y motivación

Las zonas costeras (zonas situadas a menos de 100 km del mar y menos de 100 metros de altitud) constituyen el 20% de la superficie terrestre y en ellas vive el 41% de la población mundial, es decir, casi 3.000 millones de personas (Martínez et al., 2007). Además, la densidad demográfica es tres veces superior a la media global, debido a la rápida expansión de las actividades económicas y a la relocalización de la población en torno a ellas. De hecho, 21 de las 33 ciudades del mundo con más de 10 millones de habitantes se ubican en el frente litoral. Sin embargo, la costa no es siempre sinónimo de riqueza y prosperidad, porque en ellas se asienta la mitad de la población que vive bajo el umbral de la pobreza (menos de 1,9 dólares al día), es decir, aproximadamente 125 millones de personas (Martínez et al., 2007; Small and Nicholls, 2003).

Dentro de la zona de costa, las áreas directamente expuestas a las amenazas climáticas marinas y atmosféricas (oleaje, mareas, viento) son conocidas como “Zonas Costeras de Baja Elevación” o “Low Elevation Coastal Zones” (LECZ) e incluyen toda la superficie terrestre conectada al mar y bajo la cota de 10 metros (2% de la superficie mundial), albergando más del 10% de la población total (McGranahan et al., 2007). En el año 2000, 625 millones de personas vivían en LECZ y, según las proyecciones, esta cifra puede alcanzar los 944 millones en el año 2030 y los 1.400 millones en el año 2060 (Neumann et al., 2015).

Si a la creciente presencia humana en zonas bajas del litoral se le suma la acción de fenómenos climáticos adversos (Hallegatte et al., 2013; Kumar and Taylor, 2015), el riesgo de sufrir pérdidas humanas y económicas por desastres naturales se multiplica (IPCC, 2014; Young et al., 2011). Además, se prevén aumentos en intensidad y frecuencia de eventos extremos de oleaje, ciclones tropicales y tsunamis (Lin et al., 2012), potenciados por la subida del nivel del mar (Wong et al., 2014). Ejemplo de las consecuencias de eventos extremos son los recientes huracanes que, entre agosto y septiembre de

2017, devastaron gran parte de las islas del Caribe, costa de México y Florida, poniendo en jaque la vulnerabilidad de los sistemas de alerta y protección. Se estima que 120 millones de personas están anualmente expuestas a estos eventos, que han dejado ya 250.000 víctimas entre los años 1980 y 2000 (Robert J. Nicholls et al., 2007).

Otra evidencia de que las personas, infraestructuras y actividades económicas son cada vez más vulnerables a eventos climáticos extremos, como los ciclones tropicales, es el pago de 300 billones de dólares, asumido por parte de las aseguradoras, requerido para cubrir los gastos por los daños producidos en la primera década del siglo XXI (UNISDR, 2011). Se estima que el 4% del PIB mundial está expuesto a este tipo de eventos.

El cambio climático y su efecto sobre la subida del nivel medio del mar es la amenaza “base” que contribuye directamente a aumentar el riesgo de inundación, no solo porque por sí misma afecta directamente a la población de costa, sino porque un mayor nivel de agua intensifica los ya de por sí extremos fenómenos climáticos marinos, como las olas y marea meteorológica producidas por ciclones tropicales. Es decir, la contribución de las variables climáticas a aumentar el riesgo de inundación no es lineal, y, por consiguiente, debemos entender los procesos de interacción entre ellas para no subestimar las consecuencias futuras.

El tercer factor de riesgo, además del aumento de población en zonas costeras y su fuerte exposición a eventos climáticos, es la pérdida observada de los recursos ecosistémicos (Burke et al., 2011; Gilman et al., 2008; Spalding et al., 2016; Zedler and Kercher, 2005). El retroceso de la superficie de coral y manglar durante las últimas décadas ha provocado pérdidas de millones de dólares por el cese de servicios de aprovisionamiento, soporte, culturales y de protección. Muchas zonas del mundo dependen del estado de conservación de sus ecosistemas para protegerse de inundaciones o prevenir la erosión de la costa.

Aunque el ser humano ha combatido históricamente la inundación costera con soluciones convencionales, como la construcción de diques artificiales, el aumento de las dimensiones de las infraestructuras o el recrecimiento de las cotas de coronación de las mismas (Morris et al., 2018), se ha comprobado que este tipo de soluciones son opciones vulnerables ante los riesgos costeros y poco resilientes a escenarios de medio y largo plazo (McCreless and Beck, 2016).

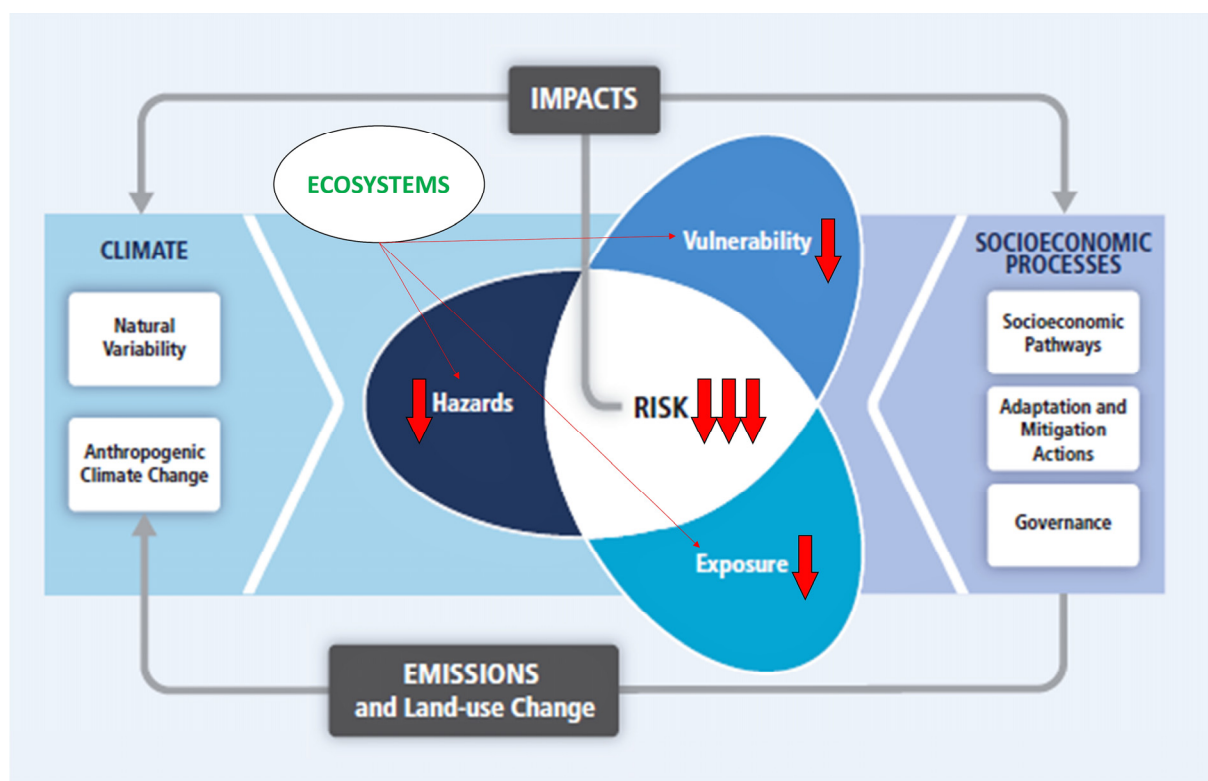
Frente a este problema, la naturaleza ofrece un servicio que resulta menos costoso y ambientalmente sostenible por su flexibilidad y adaptación a condiciones climáticas cambiantes (McKee, 2011; McKee et al., 2007), además de por su capacidad de auto regeneración tras el impacto de eventos extremos (Gittman et al., 2014).

Es en este contexto donde los ecosistemas marinos, especialmente los arrecifes de coral y los manglares ubicados en zonas expuestas a eventos climáticos extremos, juegan el papel de proteger la

costa frente a inundaciones y erosión (Tschirky et al., 2001) y actúan como barreras naturales disipando el oleaje, reduciendo los niveles de agua que llegan a la costa (Ferrario et al., 2014) y evitando la erosión de playas, acantilados o dunas. Se espera que la exigente conciencia medioambiental del ser humano ante la necesidad de un desarrollo sostenible, sumado a los múltiples servicios que aportan los ecosistemas, incentive la implantación de medidas alternativas para la defensa de la costa basadas en soluciones naturales.

Ya existen algunos antecedentes de casos de restauración, como la replantación de bosques de manglar previamente deforestados (Walters, 2000) o la construcción de arrecifes de coral artificiales, que marcan la línea a seguir en materia de adaptación ecológica (Clark and Edwards, 1995, 1999; Pickering et al., 1999; B. Reguero et al., 2018a). Sin embargo, aún no existe una gestión efectiva global de los recursos ecosistémicos, y queda mucho por hacer para integrar medidas de conservación y restauración en el ámbito de planificación. Para implicar tanto a las entidades públicas como privadas deben seguirse unas pautas como, por ejemplo, poner en valor los beneficios de los ecosistemas; implantar a nivel nacional y regional medidas de reducción de riesgo basadas en soluciones naturales; incluir el valor de los ecosistemas en los planes de desarrollo de usos del suelo y, en definitiva, movilizar el apoyo y financiación de su protección y restauración dentro del marco de entidades como UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change), Banco Mundial o UNISDR (United Nations Office for Disaster Risk Reduction).

La puesta en práctica de medidas de adaptación basadas en ecosistemas exige previamente establecer su papel dentro del marco de riesgo del IPCC, 2014 (Panel Intergubernamental para Cambio Climático) como parte de la solución para mitigar las consecuencias de los desastres naturales (Figura 1.1). Según el método clásico (IPCC, 2014), el riesgo es el resultado de la intersección de tres componentes: amenaza (*H*), exposición (*E*) y vulnerabilidad (*V*). El aumento en cualquiera de ellas aumentaría la magnitud y probabilidad de los daños producidos. En el caso concreto del riesgo por inundación costera, los daños sobre las personas y activos se deben a la sobreelevación del nivel del mar y consecuente entrada de agua en tierra. Para mitigarlo, los ecosistemas intervienen en cada una de las tres componentes: Sobre las amenazas lo hacen directamente, reduciendo la magnitud del impacto mediante la disipación de viento, oleaje y mareas. Sobre la exposición, los ecosistemas pueden actuar como polos de atracción, incentivando asentamientos poblacionales en su entorno y revalorizando la costa (ej. un arrecife de coral como reclamo para el turismo, o una zona de manglares como zona de pesca). Además, manglares y humedales contribuyen a fijar y acumular el suelo, contribuyendo a cambios en la exposición. Sobre la vulnerabilidad, los ecosistemas actúan convirtiendo las zonas de costa donde están presentes en menos sensibles y más resilientes ante las amenazas climáticas.



**Figura 1.1: Implicación de los ecosistemas en el marco del riesgo del IPCC.** Fuente: modificado de IPCC (2014).

## 1.2 Estado del arte del problema general

En esta sección se describe el contexto general de valoración de servicios ecosistémicos, haciendo un recorrido histórico a través de las iniciativas que se han llevado a cabo para poner en valor la contribución de los recursos naturales en el bienestar humano y, en particular, su rol como sistemas de defensa contra fenómenos de inundación costera.

Para conseguir reducir la incertidumbre, falta de uniformidad y consistencia entre escalas de los estudios realizados hasta la fecha, surge la necesidad de fijar una estrategia que integre la valoración de servicios ecosistémicos dentro de un marco de análisis de riesgo conocido y aceptado (IPCC, 2014), que permita adaptarse a cualquier contexto, tanto de resolución espacial como de disponibilidad de datos o de capacidad computacional de cálculo. Para ello, se estudian en primer lugar los procesos físicos que intervienen en el cálculo de las amenazas. Después se modela el impacto de inundación y se cuantifican los daños sobre las personas y activos expuestos. Por último, se evalúa probabilísticamente el riesgo ante diferentes escenarios climáticos y de conservación de ecosistemas. Esta aproximación permite reducir el rango de incertidumbre y aumentar la precisión de las valoraciones del servicio de protección frente a inundación a cualquier escala de trabajo.

## 1.2.1 ¿Qué son los servicios ecosistémicos?

### 1.2.1.1 *Conceptos clave*

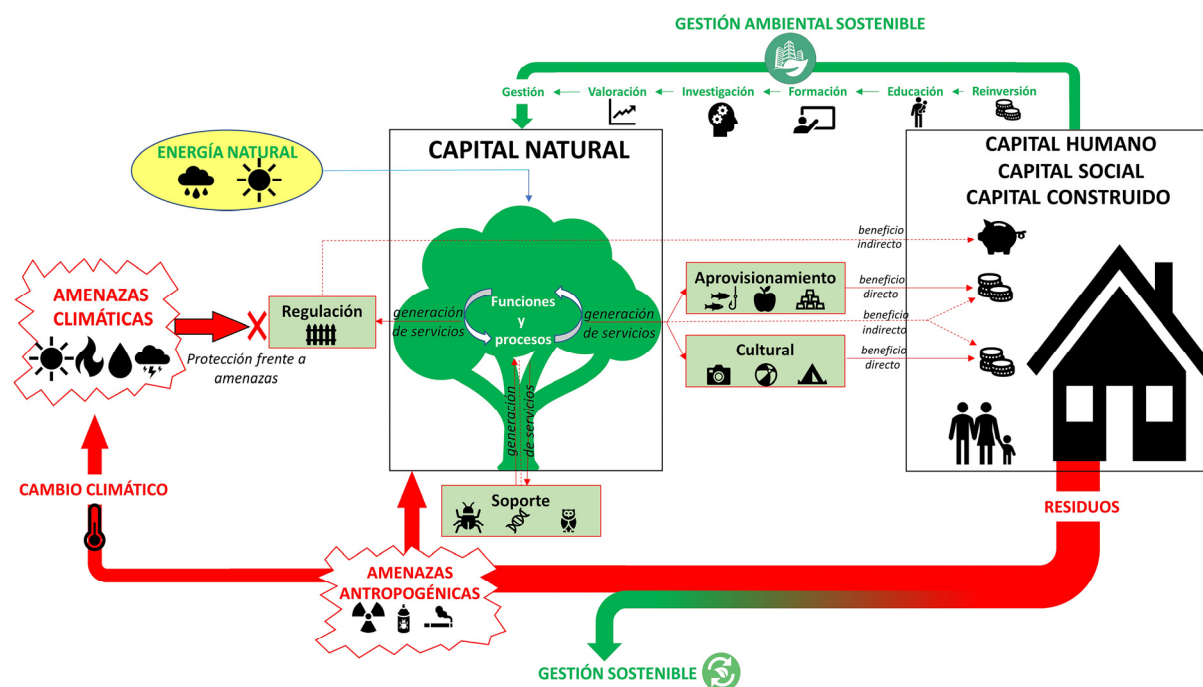
Para entender y contextualizar los elementos y relaciones que intervienen en la valoración de los servicios ecosistémicos, definiremos los conceptos que constituyen la base del sistema económico-ecológico del que las personas formamos parte:

- **Ecosistema natural:** Es una comunidad de organismos vivos (animales, plantas y microorganismos descomponedores) y componentes no vivos (aire, agua y suelo) que interactúan entre sí (flujo de nutrientes), dando lugar a los procesos y funciones de todo el conjunto. La palabra “natural” hace referencia a los ecosistemas de los que el ser humano no forma parte, aunque sí puede interaccionar con ellos.
- **Funciones y procesos ecosistémicos:** Son el conjunto de relaciones biofísicas existentes en la naturaleza, independientemente de que aporten o no beneficios al ser humano.
- **Servicios ecosistémicos:** Son la contribución relativa de los ecosistemas a la producción de beneficios sobre las personas, resultado de la interacción con otras formas de capital (Costanza et al., 2017). Dicho de otra forma, son el conjunto de características ecológicas, funciones o procesos que de forma directa o indirecta contribuyen al bienestar de las personas y derivan del funcionamiento de los ecosistemas (Daily, 1997; Millenium Ecosystem Assessment (MEA), 2005).
- **Capital natural:** Son aquellos ecosistemas que no requieren de la acción humana para crecer o mantenerse, pero que proporcionan a las personas un flujo de servicios a lo largo del tiempo. Para que haya servicios, los ecosistemas deben interactuar con otras formas de capital: construido, humano y social (Costanza et al., 1992). Por ejemplo, un arrecife de coral es capital natural si ha crecido y se mantiene por sí mismo, y si aporta un beneficio que contribuye al bienestar de las personas. Para que haya un servicio (aprovisionamiento de peces para alimentación, por ejemplo), debe haber interacción de dicho ecosistema con una infraestructura, como puede ser un barco de pesca (capital construido); con personas, como los propios pescadores (capital humano), y una comunidad que valore el pescado, por ejemplo, los compradores de una rula (capital social).
- **Capital construido o manufacturado:** Se trata del conjunto de bienes materiales que contribuyen en los procesos de producción como “input” más que como “output”, por ejemplo, herramientas, máquinas y edificios.
- **Capital humano:** Se refiere al valor económico atribuible a las personas en función de sus atributos: conocimiento, habilidades, motivaciones, estado de salud... Todos ellos son necesarios para realizar un trabajo productivo. El aumento del capital humano a través de la mejora del conocimiento y la educación es clave para el crecimiento de la economía.
- **Capital social:** Son las instituciones que ayudan a mantener y desarrollar el capital humano en relación con otros individuos como las familias, comunidades, negocios, mercados, organizaciones o cualquier otro tipo de asociación.
- **Valor de un ecosistema:** Es la estimación de los beneficios aportados por un ecosistema, sean o no percibidos, sobre el bienestar de las personas, que pueden expresarse en unidades monetarias, temporales, de trabajo o relativas (Fioramonti, 2014).
- **Economía ecológica:** Es la ciencia que estudia y valora los beneficios que la naturaleza reporta sobre las personas (Cleveland et al., 2001).

### 1.2.1.2 Funciones y procesos de los ecosistemas

Entender, modelar, medir y gestionar los servicios ecosistémicos requiere una aproximación transdisciplinar que permita conectar los conceptos de “ecosistema”, “servicio”, “beneficio”, “capital” y “valor” (Costanza et al., 2017). Se han establecido dos líneas paralelas en el intento de definir un modelo que explique las conexiones entre los procesos, funciones y beneficios a las personas: (1) Basada en la hipótesis de que estas relaciones son un proceso en “cascada” lineal en el que se pasa unidireccionalmente de las funciones del ecosistema a los servicios, después a los beneficios y, por último, a la valoración (Potschin et al., 2016). (2) Basada en que la complejidad, la no linealidad y el dinamismo de estas relaciones no permite asumir un modelo con forma de “cascada”, sino que la conexión entre funciones, servicios, beneficios y valoración es multidireccional, asumiendo que los servicios son, por definición, equivalentes al beneficio, y que para que se produzca un servicio (o beneficio) tiene que haber interacción y retroalimentación entre el capital construido, humano, social y natural (Costanza et al., 2017).

La Figura 1.2 es una reconstrucción que sintetiza ambas aproximaciones de manera simplificada y en la que se exponen todas las relaciones que pueden darse en un sistema Económico-Ecológico.



**Figura 1.2: Marco conceptual de servicios ecosistémicos en un contexto económico-ecológico.** Fuente: Elaboración propia.

Los ecosistemas captan energía del exterior (luz y agua) y nutrientes (del suelo o de otros organismos) para desarrollar sus funciones y procesos (fotosíntesis, por ejemplo). El funcionamiento del ecosistema hace que se generen servicios hacia las personas. Estos servicios son los beneficios que el ser humano recibe de la naturaleza y, por tanto, tienen un valor que puede cuantificarse económicamente a partir de los cambios que la naturaleza provoca sobre el capital humano (personas),

capital construido (infraestructuras) y capital social (relaciones entre personas e infraestructuras como conjunto) involucrados. Pero no todos los servicios se perciben de la misma forma ni aportan beneficios de igual manera. Hay dos servicios, el de aprovisionamiento (ej. alimento y materias primas) y el cultural (ej. uso turístico y recreativo), de los que el ser humano percibe directamente su beneficio y es consciente de que tienen un valor. Sin embargo, hay otros dos servicios que no se perciben de forma directa, pero existen y también tienen un valor: Uno es el servicio de regulación (ej. protección frente a inundaciones, regulación del clima, control de enfermedades) y el otro es el servicio de soporte (ej. hábitat para el sustento de especies).

El servicio de regulación genera un beneficio oculto, como si se tratara de una hucha que alguien nos fuera llenando, pero sin saber el dinero que contiene hasta que se rompe. En el contexto que estamos equivaldría a la desaparición de un ecosistema.

El servicio de soporte genera un beneficio que se transfiere a las personas a través de los dos servicios directos (aprovisionamiento y cultural). Por tanto, hay que tener cuidado si se evalúa de forma independiente porque se puede incurrir en doble contabilidad.

A partir de los beneficios recibidos por la naturaleza, se producen dos flujos de salida: por un lado, el ser humano reinvierte el beneficio en gestionar el ecosistema y asegura seguir recibiendo servicios en el futuro (políticas de adaptación, restauración, conservación); por otro lado, se generan residuos (basura, gases...). Parte de estos residuos pueden gestionarse ecológicamente (reciclaje), mientras que otros, o bien van a parar al ecosistema y suponen una amenaza (por ejemplo, el plástico que va a los océanos), o se liberan a la atmósfera en forma de gases que aceleran el cambio climático y que, a su vez, incrementan la magnitud y la frecuencia de las amenazas climáticas (inundaciones, sequías, tormentas, incendios, etc.). Estas amenazas afectan negativa y directamente, tanto al ecosistema como a las personas, aunque a las personas en menor medida, porque están recibiendo servicio de protección del ecosistema.

### *1.2.1.3 Marco histórico de los servicios ecosistémicos*

Aunque el concepto de “servicios naturales” aparece por primera vez en 1977 (Westman, 1977), no fue hasta 1997 cuando se publicaron los dos primeros estudios de valoración de servicios ecosistémicos (Costanza et al., 1997; Daily, 1997) que marcaron el punto de partida de un campo que ha ido creciendo a lo largo de la historia y ha dado lugar a más de 1600 publicaciones, debates, investigación, instituciones políticas, acciones en el terreno y controversia (de Groot et al., 2012), todo ello dinamizado por la degradación y pérdida observada de los ecosistemas a nivel mundial durante la segunda mitad del siglo XX (Beddow et al., 2009).

Entre medias, la ecología y la economía habían trazado líneas paralelas que se pusieron en contacto en la década de los 80 en un campo que se llamó “ecología económica” (Costanza et al., 1989; Jansson, 1984).

Sin embargo, aún no había salido a la luz de forma independiente el concepto de “servicio ecosistémico”, aunque sí era una parte de la agenda de economía ecológica de principios de los 90 (Costanza et al., 1992).

Fue en 1995 cuando se convocó un evento clave en la historia de los servicios ecosistémicos. Un grupo de estudiantes, entre los que estaban Robert Costanza, Gretchen Daily o Stephen Carpenter, entre otros, se organizaron para escribir el primer libro sobre servicios ecosistémicos que incluía definiciones, historia, métodos de valoración económica y servicios específicos de cada ecosistema, tanto marinos como de agua dulce y bosques (Daily, 1997).

A raíz de esa reunión, Robert Costanza propuso la idea de sintetizar toda la información recopilada en lo que sería la primera valoración económica global del servicio de los ecosistemas (Costanza et al., 1997). El trabajo consistió en un metaanálisis de la literatura existente, cubriendo 17 servicios y 16 biomas distintos, y que derivó en una valoración total media de 33 trillones int\$/año (según la nomenclatura americana, 1 trillón=10<sup>12</sup>).

Desde 1997, han sido varios los programas y grupos de trabajo, impulsados por importantes instituciones (Banco Mundial, Naciones Unidas, Comisión Europea, universidades...), que han tratado de clasificar, medir, monitorizar, modelar y valorar los servicios ecosistémicos para una mejor gestión de los recursos naturales del planeta. Los principales hitos en la historia de servicios ecosistémicos se resumen en la Tabla 1.1:

Programa	Año	Enlace	Instituciones	Descripción
The Millenium Ecosystem Assessment (Millenium Ecosystem Assessment (MEA), 2005)	2005	<a href="http://www.millenniumassessment.org">www.millenniumassessment.org</a>	United Nations Environmental Program (UNEP)	El objetivo era incluir el concepto de servicio ecosistémico en las agendas políticas. Fue un proyecto que hizo pública la preocupación por el creciente deterioro de los ecosistemas por acción humana, que derivaría en la imposibilidad de sostener a generaciones futuras en caso de seguir en la misma línea.
The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB, 2010, 2008)	2008	<a href="http://www.teebweb.org">http://www.teebweb.org</a>	United Nations Environmental Program (UNEP)  Germany European Commission	Se hizo énfasis en la connotación económica para valorar el beneficio de los ecosistemas con el objetivo de captar la atención sobre los efectos de la pérdida de biodiversidad y degradación de los recursos naturales, proponiéndose acciones prácticas de adaptación, basadas en la experiencia de científicos, economistas y políticos.
Ecosystem Services Partnership (ESP)	2008	<a href="http://www.es-partnership.org">http://www.es-partnership.org</a>	Red de colaboración de 3000 especialistas de 50 instituciones	Este programa nació a partir de los dos anteriores (MEA y TEEB), configurando la mayor red internacional de colaboradores centrados en investigar sobre servicios ecosistémicos y sus aplicaciones.
Wealth Accounting and Valuation of Ecosystem Services (WAVES)	2010	<a href="http://www.wavespartnership.org">www.wavespartnership.org</a>	Banco Mundial	Es una colaboración a nivel global, financiada por el Banco Mundial con el fin de promocionar el desarrollo sostenible basado en la planificación ambiental a escala nacional.



EU Biodiversity Strategy to 2020	2011	<a href="http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/strategy">ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/strategy</a>	Comisión Europea	Este programa nace con el objetivo de destacar la pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos en Europa para conseguir frenar este retroceso en 2020. Para ello sigue la estrategia adoptada en la “International Convention on Biological Diversity” con seis objetivos: (1) Proteger especies y hábitats, (2) conseguir una agricultura sostenible, (3) combatir especies invasoras, (4) conservar y restaurar ecosistemas, (5) conseguir una pesca sostenible y (6) frenar la pérdida global de biodiversidad.
Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)	2012	<a href="http://www.ipbes.net">http://www.ipbes.net</a>	UNEP UNESCO FAO UNDP	Es un organismo que proporciona información sobre el estado de la biodiversidad y servicios de los ecosistemas para ayudar en la toma de decisiones. En concreto, aporta asesoramiento científico, métodos y herramientas con el objetivo de proteger y promocionar un uso sostenible de los recursos naturales que aseguren el bienestar humano a largo plazo. Constituye actualmente el mayor esfuerzo a nivel global por sintetizar el conocimiento sobre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad.
The Final Ecosystem Goods and Services Classification System (FEGS-CS) (Landers and Nahlik, 2013)	2013	<a href="https://www.epa.gov/eco-research/final-ecosystem-goods-and-services-classification-system">https://www.epa.gov/eco-research/final-ecosystem-goods-and-services-classification-system</a>	US Environmental Protection Agency	Proporciona las bases de clasificación de servicios ecosistémicos para medirlos, cuantificarlos, mapearlos, modelarlos y valorarlos sin caer en dobles contabilidades.
The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)	2013	<a href="https://cices.eu/">https://cices.eu/</a>	EEA	Este programa fue desarrollado para proporcionar una clasificación jerarquizada y consistente, basada en conocimiento científico, de los servicios ecosistémicos, con el objetivo de ser usada en la cuantificación del capital natural.
Natural Capital Coalition	2014	<a href="https://naturalcapitalcoalition.org/">https://naturalcapitalcoalition.org/</a>	250 organizaciones mundiales	Tiene como objetivo incorporar el valor de los servicios ecosistémicos en las operaciones de las comunidades de negocios. A raíz de esta iniciativa se ha publicado “The Natural Capital Protocol”, una guía para apoyar a los gestores de negocios sobre el impacto medioambiental de cualquiera de sus decisiones.
National Ecosystem Services Classification System (NESCS)	2015	<a href="http://www.epa.gov/eco-research/national-ecosystem-services-classification-system-framework-design-and-policy">www.epa.gov/eco-research/national-ecosystem-services-classification-system-framework-design-and-policy</a>	US Environmental Protection Agency	Esta iniciativa persigue el mismo propósito que los anteriores proyectos de clasificación de ecosistemas FEGS-CS y CICES, presentando un nuevo marco de categorización de los servicios ecosistémicos basado en los vínculos entre el sistema natural y humano.
Natural Capital Project (NatCap)	2016	<a href="http://www.naturalcapitalproject.org">www.naturalcapitalproject.org</a>	Stanford University, University of Minnesota, TNC, WWF	El objetivo de este proyecto es integrar el valor de los servicios ecosistémicos en la toma de decisiones mediante el desarrollo de herramientas de software libres, como el modelo InVEST que calcula el valor de cada servicio y sus usos.

**Tabla 1.1: Programas y grupos que han trabajado en servicios ecosistémicos desde el año 2005.** Fuente: Elaboración propia.

## 1.2.2 Ecosistemas y servicios que se pueden valorar

### 1.2.2.1 Categorización de los servicios ecosistémicos

Existen varias propuestas de clasificación de los servicios que nos proporcionan los ecosistemas (Camacho and Luna, 2012), pero la más comúnmente aceptada y utilizada es la realizada en 2005 por el “Millenium Ecosystem Assessment” (Millenium Ecosystem Assessment (MEA), 2005) y adoptada posteriormente en el proyecto “The Economics of Ecosystems and Biodiversity” (TEEB, 2010, 2008).

Esta clasificación organiza los servicios que los ecosistemas aportan al ser humano en cuatro grandes grupos:

- a) **Servicios de aprovisionamiento:** Son los productos obtenidos de un ecosistema, resultado de combinar el capital construido, humano y social. Por ejemplo, los peces, como alimento, son un servicio para el ser humano, es decir, aportan un beneficio, pero solo si se combinan con herramientas de pesca, como los barcos, redes y cañas (capital construido); con pescadores (capital humano), y con comunidades donde se distribuye el producto (capital social).
  - (1) Alimento: peces, vegetales, fruta...
  - (2) Agua: para beber, regar...
  - (3) Materias primas: fibra, madera, combustible, fertilizantes, pienso...
  - (4) Recursos genéticos: mejora de cultivos por manipulación genética.
  - (5) Recursos médicos: productos biomédicos, organismos para ensayos...
  - (6) Recursos ornamentales: trabajos artesanos, plantas y animales decorativos...
- b) **Servicios de regulación:** Son los generados a partir de los procesos internos del ecosistema (protección, regulación del agua, del clima o de enfermedades, calidad del aire y polinización). Sin embargo, para que haya “servicio”, estos procesos deben aportar un beneficio al capital construido, humano y social. Por ejemplo, el servicio de protección frente a inundación costera de un arrecife de coral solo puede denominarse “servicio” si existen personas o infraestructuras que proteger (capital humano, social o construido). Los servicios de regulación, al contrario que los de aprovisionamiento, no son directamente percibidos por el ser humano. Nos referimos, por ejemplo, a que, si una comunidad vive protegida de los fenómenos costeros por estar asentada tras un bosque de manglar, es probable que no sea consciente de ello, a menos que desaparezca el ecosistema y sufra las consecuencias. Por eso es tan importante valorar adecuadamente y difundir que existen este tipo de servicios que históricamente han sido excluidos de los planes de desarrollo y de las tomas de decisiones, derivando en una sobreexplotación y destrucción de los ecosistemas.
  - (1) Protección frente a inundación: costera e interior.
  - (2) Protección frente a erosión.
  - (3) Calidad del aire: Captación de productos contaminantes.
  - (4) Regulación del clima: Captación de carbono y control de precipitación.
  - (5) Regulación del flujo de agua: drenaje, irrigación y prevención de sequías.
  - (6) Tratamiento de residuos: purificar agua y descomponer contaminantes.
  - (7) Mantenimiento de la fertilidad del suelo: formación de suelo.
  - (8) Polinización.
  - (9) Control biológico: expansión de semillas y control de enfermedades.
- c) **Servicios culturales:** Son los beneficios no materiales que aporta un ecosistema, como el turístico y recreativo, paisajístico, cultural, científico, educativo o estético. Al igual que en los servicios de aprovisionamiento y regulación, los culturales deben combinarse con el capital construido, humano y social para que sean considerados un servicio como tal. Por ejemplo, para que un lago aporte servicio recreacional, es necesario que existan infraestructuras o medios de transporte que den acceso al lugar (capital construido) y personas con capacidad para apreciar la experiencia, de forma individual (capital humano) o compartida con amigos o familiares (capital social).
  - (1) Estética: paisajes, vistas y zonas para fotografiar.
  - (2) Recreación y turismo.
  - (3) Inspiración de cultura, arte y diseño.
  - (4) Experiencias espirituales.

- (5) Educación y conocimiento.
- d) **Servicios de soporte:** Son la base para la producción de todos los demás servicios entre los que se incluyen la formación de suelo, la producción primaria, el ciclo de nutrientes o la constitución de hábitat para especies animales y vegetales. Sucede lo mismo que con los servicios de regulación: su apreciación no es directa, pues el beneficio que aportan a las personas es ayudar a mantener los procesos y funciones del ecosistema que aseguren los demás servicios de aprovisionamiento, regulación y culturales. Se puede caer en una doble contabilidad si este servicio es valorado por separado del servicio que sustenta.
- (1) Mantener el ciclo de vida de las especies: hábitat para especies migratorias.
  - (2) Mantener la diversidad genética: protege el patrimonio genético.
  - (3) Formación del suelo.
  - (4) Ciclo de nutrientes.

Esta propuesta de clasificación nace de la preocupación por la pérdida de biodiversidad de los ecosistemas y sus efectos sobre el bienestar de la sociedad, de tal forma que todos los servicios puedan tener un valor (aunque no un precio) y expresarlo en unidades comparables a otros servicios y reconocidas por la sociedad (por ejemplo, unidades monetarias). Al poner al mismo nivel los servicios directamente perceptibles por el hombre y los que aportan beneficio de forma indirecta, evitamos subestimar el valor de los ecosistemas, pero se corre el riesgo de caer en una doble contabilidad del capital natural si no se entienden bien los procesos y funciones del ecosistema. Por ejemplo, si se contabiliza por separado un servicio de soporte, como la formación de suelo, y se agrega linealmente el valor del servicio de aprovisionamiento de materia prima, incurriríamos en esa doble contabilidad de la que hablamos, porque la propia producción de suelo está generando materia prima y, por tanto, en la valoración de la materia prima ya se está incluyendo parte del valor de la formación del suelo. Esto pone de manifiesto lo complejo que es comparar servicios entre sí y obtener cuantitativamente valores totales atribuibles a un ecosistema, pues, para ello, debemos conocer perfectamente los procesos y las funciones que intervienen. Por tanto, aun siendo una clasificación sencilla y accesible, que cumple con el propósito de poner en valor todos los servicios existentes e incentivar la conservación de los ecosistemas, puede ser poco útil para otros propósitos y aplicaciones concretas, pues requiere de un alto conocimiento de las funciones y procesos del ecosistema, algo de lo que en ocasiones carecen los agentes implicados en la toma de decisiones (Fisher et al., 2009).

Para hacer más práctica y comprensible la clasificación de ecosistemas, se separaron los servicios que son percibidos directamente por las personas (aprovisionamiento y cultural) de los servicios que son indirectos (regulación y sustento), considerando estos dos últimos como procesos y funciones inherentes al ecosistema (Wallace, 2007). Por tanto, el beneficio se mide directamente por medio de los servicios de aprovisionamiento y cultural. Se trata de una adaptación de la clasificación del programa MEA 2005 en la que se evita la doble contabilidad, pues los efectos del sustento y capacidad de regulación del ecosistema están integrados en la valoración de los beneficios de aprovisionamiento y cultural.


Como alternativa se propuso también diferenciar entre servicios intermedios y servicios finales (Turner et al., 2008). Los servicios finales son aquellos que aportan un beneficio directo al bienestar de las personas, mientras que los servicios intermedios son aquellos que sustentan y generan servicios finales. Con esta clasificación se reconoce la complejidad de los ecosistemas, pero, gracias a que conocemos dicha complejidad, se pueden simplificar y definir los servicios finales que directamente proporcionan beneficio.

En resumen, no hay un consenso sobre la clasificación de los servicios ecosistémicos, más allá del acuerdo de que estos están referidos siempre al beneficio de las personas, y, por tanto, no hay una forma única de evaluarlos. Como el objetivo del presente trabajo es desarrollar y aplicar un método de evaluación del servicio de protección frente a inundación costera, nos quedamos con la propuesta de clasificación original (MEA, 2005; TEEB, 2010, 2008) en la que sí se reconoce la “protección costera” como un servicio evaluable dentro del grupo de servicios de regulación. El hecho de no ser un beneficio directamente perceptible por el ser humano no significa que no pueda valorarse explícitamente, al igual que el de aprovisionamiento o cultural. A veces, incluso se utilizan servicios indirectos, como el de hábitat o producción de nutrientes, por ejemplo, como “proxi” para medir otros servicios directos que no pueden cuantificarse de otra forma (Costanza et al., 2017).

### 1.2.2.2 *Servicios de cada ecosistema*

Para entender los servicios que un ecosistema puede aportar en la mejora de la calidad de vida de las personas, es fundamental conocer los tipos de ecosistemas que existen en el mundo y su clasificación. Desde el punto de vista práctico, en este trabajo se va a adoptar la misma clasificación que la utilizada bajo el marco del proyecto TEEB (TEEB, 2010, 2008). En ella se agrupan los ecosistemas en 12 biomas, compuestos por ecosistemas que comparten el mismo tipo de servicios (De Groot Rudolf; Fisher Brendan; Christie Mike, 2010). Para tener una visión general de los principales beneficios que aporta cada uno de ellos, se ha elaborado una tabla en base a la clasificación de servicios ecosistémicos utilizada en el programa “Millenium Ecosystem Assessment” (Tabla 1.2, MEA, 2005). De todos ellos, este trabajo centra su atención en dos de los ecosistemas susceptibles de proporcionar servicio de protección frente a inundación costera: arrecifes de coral y manglares.

BIOMA	ECOSISTEMAS		SERVICIOS			
			APROVISIONAMIENTO	REGULACIÓN	CULTURAL	SOPORTE
Ecosistemas marinos	Mares Océanos		Alimento Materias primas Recursos genéticos	Calidad del aire Regula el clima Control biológico	Recreación y turismo Educación Conocimiento	Ciclo de nutrientes Hábitat
Arrecifes de coral	Frente arrecifal Laguna arrecifal		Alimento Materias primas Recursos genéticos	Regula el clima Protección inundación Protección erosión Tratamiento de residuos Control biológico	Recreación y turismo Educación Conocimiento	Hábitat

Sistemas costeros	Plataforma oc. Praderas marinas Estuarios Deltas Dunas Playas Acantilados		Alimento Materias primas Recursos genéticos	Regula el clima Protección inundación Protección erosión Control biológico	Recreación y turismo Educación Conocimiento	Ciclo de nutrientes Hábitat
Humedales costeros	Manglares Marismas		Agua (bebida, riego...) Alimento Materias primas Recursos genéticos	Regula el clima Protección inundación Protección erosión Tratamiento de residuos	Recreación y turismo Educación Conocimiento	Ciclo de nutrientes Hábitat
Humedales continentales	Deltas fluviales Agua subt. Zonas pantanosas		Agua (bebida, riego...) Alimento Materias primas Recursos genéticos	Calidad del aire Regula el clima Protección inundación Calidad del agua Protección erosión Tratamiento de residuos Control biológico	Recreación y turismo Educación Conocimiento	Ciclo de nutrientes Hábitat
Aguas dulces	Ríos Lagos		Agua (bebida, riego...) Alimento	Calidad del agua Tratamiento de residuos	Recreación y turismo	Hábitat
Bosques tropicales	Selva Bosque seco Bosque monzónico		Agua (bebida, riego...) Alimento Materias primas Recursos genéticos	Regula el clima Protección inundación Calidad del agua Protección erosión Tratamiento de residuos Polinización Control biológico	Recreación y turismo Educación Conocimiento	Formación de suelo Ciclo de nutrientes Hábitat
Bosques templados	Bosques: Caducifolio, Mediterráneo, de montaña, de coníferas, mixto y laurisilva		Agua (bebida, riego...) Alimento Materias primas	Regula el clima Tratamiento de residuos Control biológico	Recreación y turismo Educación Conocimiento	Formación de suelo Ciclo de nutrientes Hábitat
Zonas arboladas y matorral	Taiga Chaparral		Agua (bebida, riego...) Alimento Materias primas Recursos genéticos	Calidad del aire Regula el clima Calidad del agua Protección erosión Tratamiento de residuos Polinización Control biológico	Recreación y turismo Educación Conocimiento	Formación de suelo Hábitat
Praderas y pastizales	Sabana Pradera continental		No tiene	No tiene	No tiene	Hábitat
Desiertos y Polos	Desierto Hielos Tundra Estepa		Materias Primas	Regula el clima	Recreación y turismo Educación Conocimiento	Hábitat
Cultivos y urbano	Bosque urbano Charcas urbanas Explotación agrícolas Invernaderos		Alimento Materias Primas	No tiene	Educación Conocimiento	No tiene

**Tabla 1.2: Servicios ecosistémicos prestados por los 12 biomas de la clasificación de de Groot et al. (2012).**

Fuente: Elaboración propia.

## 1.2.3 Valoración histórica de los servicios ecosistémicos

### 1.2.3.1 *Economía ecológica: estrategias de valoración económica de servicios ecosistémicos*

Hasta ahora se han definido los elementos que intervienen en la generación de “servicios ecosistémicos”, enmarcados en un contexto económico-ecológico (capital-natural). Se ha hecho un repaso de la evolución histórica de los programas, iniciativas e instituciones que han estudiado todo lo relacionado con los beneficios de los ecosistemas sobre el bienestar de las personas. Y finalmente, se han explicado tres formas de clasificar esos servicios en función del propósito de las aplicaciones que se les quieran dar (clasificación MEA 2005, clasificación según servicios directos vs indirectos y clasificación según servicios intermedios vs finales).

En el esfuerzo realizado para que la sociedad reconozca el papel que juegan los ecosistemas como portadores de beneficios para el ser humano, aún es necesario dar un paso más. Si bien el hecho de clasificarlos es el primer paso para que socialmente se reconozcan y se perciban los servicios ecosistémicos, cuantificar cada uno de ellos, es decir, asignarles un valor, es una forma muy “atractiva” para que los recursos naturales se incluyan en las políticas de planificación territorial y planes de actuación. En el mundo actual, las decisiones que tomamos, socialmente y como individuos particulares, implican haber hecho una valoración previa de las opciones que se manejan (no tiene por qué ser expresada en términos monetarios) y decidir en base a esa valoración. Por tanto, poner en valor los servicios ecosistémicos permite jerarquizar los beneficios recibidos, compararlos entre sí y tomar decisiones de una forma objetiva.

Las aproximaciones económicas convencionales reconocen dos métodos para estimar el valor de un servicio (Pascual et al., 2010): “revealed-preference method” y “stated-preference method” (Fioramonti, 2014). Estudios recientes han particularizado estos métodos para evaluar concretamente servicios ecosistémicos (Mehvar et al., 2018).

Los “revealed-preference method” se basan en observar las decisiones que toman los individuos, es decir, el valor de un servicio ecosistémico se estima a partir de los efectos sobre las personas cuando se producen alteraciones en él. Existen cinco ejemplos de “revealed-preference methods”:

- “Production-based method” (van Beukering et al., 2007): Consiste en medir directamente lo que el ecosistema produce. Este método está orientado a valorar, sobre todo, los servicios de aprovisionamiento (pesca, madera, combustible...). Aunque menos frecuente, también pueden valorarse algunos servicios de regulación, como la absorción de CO<sub>2</sub> o la producción de oxígeno.
- “Hedonic pricing method” (Wilkinson et al., 1999): Consiste en medir un servicio en función del cambio de valor que se produce en otros bienes relacionados directamente con este servicio

y supuestamente sensibles ante ese cambio. Este método se utiliza para cuantificar servicios culturales. Por ejemplo, podemos estimar el valor del servicio recreativo de una playa en función de la depreciación de los inmuebles próximos a ella, si dejase de ser un lugar de ocio (por estar contaminada, porque desaparezca...).

- “Travel cost method” (Seenprachawong, 2016): Consiste en medir un servicio en función de lo que las personas se gastan para desplazarse y hacer uso de él. También es un método utilizado para valorar servicios culturales. Siguiendo con el ejemplo del servicio recreativo de una playa, para valorarlo mediante este método habría que contabilizar el gasto medio de cada persona que acude a ella con fines lúdicos y de ocio, incluyendo el viaje, la estancia, manutención y bienes materiales (sombrilla, sillas, tumbonas...).
- “Damage avoided cost method” (Barbier, 2007): Consiste en medir un servicio en función de los daños producidos si el ecosistema dejara de proporcionárnoslo. Este es el método más utilizado para valorar servicios de regulación que no son percibidos por las personas a menos que dejen de darse. Por ejemplo, la protección frente a inundación que ofrece un arrecife de coral a una zona de costa con un complejo hotelero detrás puede calcularse comparando los daños producidos en presencia del arrecife (situación actual, perceptible) con los daños producidos si no existiera dicho arrecife (situación catastrófica, hipotética y no perceptible directamente).
- “Replacement cost method” (Hussain and Badola, 2008): Consiste en medir un servicio en función del coste de uno de los dos siguientes elementos: (1) la reparación o reemplazamiento de todo el capital construido en el entorno del ecosistema; (2) la sustitución del ecosistema por un elemento equivalente que proporcione el mismo nivel de servicio. También es un método empleado para valorar servicios de regulación, como el de protección. Si se aplica según el primer punto, el valor del arrecife de coral sería el valor atribuible al hotel que se encuentra en primera línea de costa. Si se aplica el segundo punto, el valor sería el coste de sustituir el arrecife por una estructura equivalente (un dique sumergido, por ejemplo) con el que se llegue al mismo nivel de protección.

Los “stated-preference method” se basan en preguntar a los individuos por sus preferencias, es decir, el valor de un servicio ecosistémico se estima a partir de, por ejemplo, encuestas, en las que las personas ordenan los beneficios recibidos para luego compararlos y clasificarlos según sus prioridades. Hay dos formas de valoración basadas en los “stated-preference methods”:

- “Contingent valuation” (Boardman et al., 2017): Consiste en atribuir un valor a un servicio de un ecosistema en base a los resultados de encuestas en las que se pregunta a los supuestos beneficiarios su predisposición a pagar por dicho servicio. Este método no requiere conocer los procesos y las funciones del ecosistema, ni modelar escenarios de conservación y pérdida del recurso natural, sino que surge de las percepciones personales sobre el beneficio que aporta.

Hay que tener cuidado con la interpretación de los resultados por la subjetividad de las respuestas. No todas las personas perciben estar recibiendo el mismo servicio de un ecosistema y, por tanto, no es un método fiable para valorar un servicio concreto, a menos que se haga una desagregación de los encuestados. Sin embargo, sí nos puede dar una idea del valor total promedio del recurso natural estudiado, siempre que la encuesta cubra un amplio rango de perfiles sociales. Tampoco es un método fiable para valorar servicios indirectos, como el de protección, pues es indispensable percibir para poder valorar. Por ejemplo, si preguntamos por el valor de un arrecife de coral a los turistas que acuden a un complejo hotelero frente al ecosistema, estarán valorando, en su mayoría, la parte recreativa; pero si preguntamos a una comunidad de pescadores, el valor de su estimación estará referido al servicio de aprovisionamiento de peces.

- “Contingent choice” (Chaikaew et al., 2017): Consiste en asignar valor a un servicio en función de las elecciones que los individuos harían si se cambian las condiciones del ecosistema. Es un método también limitado a valorar servicios directamente perceptibles por las personas. Por ejemplo, una forma de valorar el servicio turístico de un arrecife por este método consistiría en hacer elegir a las personas encuestadas entre varias alternativas ¿bucear en el arrecife o hacer una ruta por la montaña? ¿dar una vuelta en barco por la zona de corales o navegar en otro lugar donde no los hay? En base a los costes de las alternativas propuestas se infiere un valor para el ecosistema.

Los métodos presentados hasta ahora son métodos empíricos, y responden a un modelo clásico de valoración económica que implica el uso de herramientas estadísticas sofisticadas, información específica del ecosistema y capital humano, social y construido de la zona de estudio o la elaboración de encuestas (Haab and McConnell, 2003). El mayor problema para llevar a cabo una valoración por un método empírico radica en la dificultad de encontrar información a cualquier escala y en cualquier lugar. Por eso, a raíz del apogeo de la investigación en materia de servicios ecosistémicos y de la gran cantidad de valoraciones empíricas, locales generalmente, realizadas hasta la fecha, surge un nuevo método basado en aprovechar todo el conocimiento científico y transferirlo para valorar el capital natural en cualquier lugar del mundo, el conocido como método de transferencia de valor o, en inglés, “value transfer method”. Esta aproximación consiste en transponer los valores estimados de una localización a otra, ajustándose a los diferentes contextos económicos y ecológicos (Kubiszewski et al., 2013). Para ello se recurre al método de valor unitario (“unit value method”) que asigna un valor por unidad de superficie del ecosistema obtenido a partir de estudios locales. El mayor y más reciente esfuerzo para obtener valores unitarios de todos los ecosistemas del mundo fue el realizado por de Groot et al., 2012, bajo el marco del programa TEEB. Previamente, otros autores habían hecho lo propio, pero centrándose exclusivamente en un país, como, por ejemplo, los valores unitarios de los ecosistemas de China obtenidos por Xie et al., 2008. Estos estudios de estimación de valores unitarios fueron aprovechados por otros científicos para crear funciones de transferencia de valor. Por ejemplo, Schmidt et al., 2016,



apoyándose en 194 estudios y 839 valoraciones económicas previas, no solo estimó el valor de los ecosistemas, sino que también cuantificó la incertidumbre en la transferibilidad de las valoraciones económicas, una variable estadística fundamental para estimar el riesgo en la toma de decisiones. Esto enlaza con otro de los objetivos del presente trabajo: el de establecer los umbrales de incertidumbre en valoraciones empíricas del servicio de protección frente a inundación costera, en función de la disponibilidad de datos, la escala espacial de aplicación, las herramientas tecnológicas utilizadas y las técnicas estadísticas aplicadas, como se verá en el Capítulo 6.

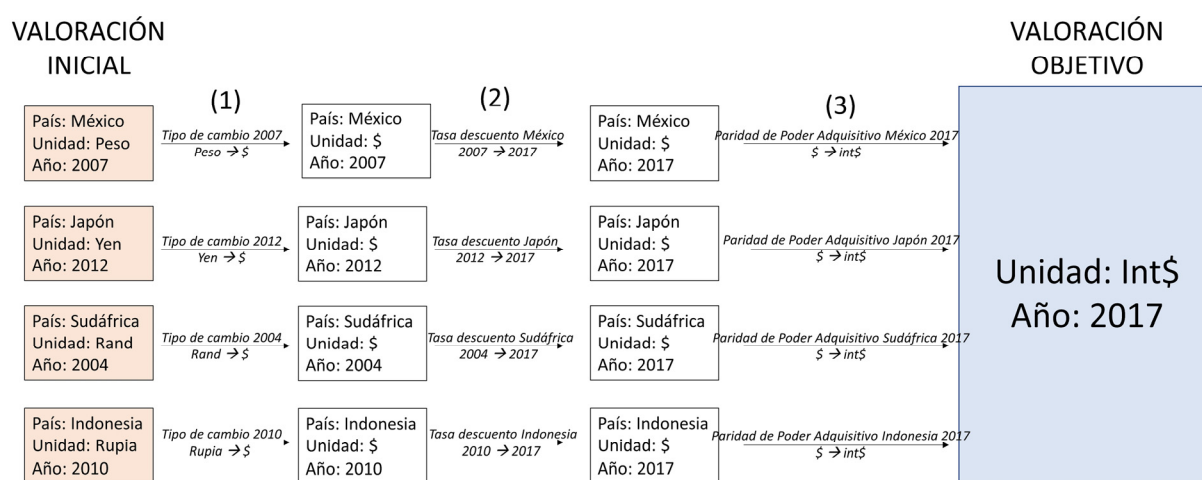
### 1.2.3.2 *Métrica de unidades económicas para estandarizar el valor de los ecosistemas*

Para comparar entre sí estudios distintos, es necesario estandarizar las unidades de medida. La complejidad de unificar y conseguir una base de datos consistente radica en la especificidad de cada estudio de valoración, donde entran en juego múltiples grados de libertad: (1) las unidades de medida, (2) el método de valoración, (3) el tipo de valor (anual, presente, evento concreto o periodo de retorno), (4) el año de la estimación, (5) el año de validación, (6) la tasa de descuento aplicada, (7) el número de años sobre el que se ha descontado el valor y (8) la incertidumbre del resultado. Solo conociendo esta información se tiene la capacidad de comparar entre sí distintas valoraciones, agregar valores de distintos ecosistemas y servicios, y controlar el rango de incertidumbre de las estimaciones realizadas.

El valor económico de los servicios ecosistémicos puede medirse de tres formas distintas (Tinch and Mathieu, 2011): (1) Valor Económico Total (VET) en un periodo de tiempo, por ejemplo, \$/año; (2) Valor Económico Unitario (VEU) en un periodo de tiempo, por ejemplo \$/ha/año; y (3) Valor Marginal (VM), que es el valor adicional ganado o perdido por cambios en el funcionamiento del ecosistema, es decir, la sensibilidad de un servicio ante pequeñas variaciones de las características del recurso natural.

Los tres métodos demandan una unidad monetaria estándar y comparable a escala global. La más aceptada y utilizada mundialmente son los “dólares internacionales (int\$)” (de Groot et al., 2012), que será la que se utilice en todas las valoraciones económicas de esta tesis. El dólar internacional (int\$) es una unidad monetaria hipotética que tiene el mismo poder adquisitivo que el dólar de Estados Unidos en cada instante de tiempo (1 int\$=1 USD), y permite equiparar cuantías económicas de diferentes países. El proceso de estandarización de un estudio valorado en la moneda local, transformándolo a dólares internacionales, requiere conocer tres indicadores macro-económicos: tipo de cambio, tasa de descuento y Paridad de Poder Adquisitivo; disponibles en las bases de datos del banco mundial “The World Bank Development Indicators” (<http://databank.worldbank.org/data/reports.aspx?source=World-Development-Indicators>) (The World Bank, 2017). El proceso ejemplificado en la Figura 1.3 tiene los siguientes pasos:

- (1) Conversión de la moneda local a dólares americanos utilizando el tipo de cambio del año en que se haya hecho el estudio.
- (2) Ajuste de los dólares de ese año a dólares del año objetivo, mediante el uso de la tasa de descuento local del país donde se hizo la valoración, basándonos en deflatores del Producto Interior Bruto de ese país (*“GDP deflator: linked series (base year varies by country)”*).
- (3) Convertir a dólares internacionales, utilizando como factor de conversión el indicador de Paridad de Poder Adquisitivo o “Power Purchasing Parity (PPP)”, referido a los bienes de consumo privado (*“PPP conversión factor, private consumption (LCU per international \$)”*), que nos daría el valor equivalente en dólares internacionales (int\$). Este indicador es función del Índice de Precios de Consumo (IPC), de tal forma que, si no disponemos del PPP en el año objetivo, podemos extrapolarlo linealmente a partir de otro año en el que sí haya datos.



**Figura 1.3: Esquema del proceso de estandarización del valor monetario de un ecosistema.** Transformación del valor económico de un ecosistema a dólares Internacionales (Int\$) de 2017. Se muestran como ejemplo cuatro valoraciones de un servicio ecosistémico en cuatro países diferentes y en cuatro años distintos. Fuente: Elaboración propia.

### 1.2.3.3 Cómo valorar el servicio de protección frente a inundación costera

El valor económico, humano y social de este tipo de servicio, al no ser directamente cuantificable, ha sido estimado tradicionalmente mediante los métodos de “damage avoided cost” o “replacement cost”. El primero de ellos requiere conocer las características físicas del ecosistema, las amenazas climáticas, y saber modelar los procesos y funciones de la interacción flujo-vegetación con el objetivo de replicar un escenario teórico de ausencia del recurso natural con el que comparar las consecuencias de la inundación. Por su parte, el segundo método no requiere ningún tipo de modelado, sino que basta con cuantificar el valor del capital que supuestamente recibe protección o cuantificar el coste de sustitución del ecosistema por una estructura que proporcione el mismo nivel de protección.

El método de “damage avoided cost” es más fiable porque tiene en cuenta la sensibilidad de los activos protegidos (funciones de daño) y reproduce exactamente los procesos de la interacción de las dinámicas y el medio ante dos escenarios opuestos: con y sin ecosistema. Esto permite llegar a un

resultado más preciso y reducir la incertidumbre en la evaluación del riesgo. Sin embargo, se trata de una opción compleja, de difícil aplicación y que requiere una alta disponibilidad de datos, conocimiento y herramientas estadísticas, numéricas y computacionales para implementarlo.

Al contrario, el método de “replacement cost” es más sencillo y rápido de aplicar. Basta con cuantificar el inventario de bienes que consideremos que están bajo la protección del ecosistema. Por tanto, es un método subjetivo y poco preciso en el que el rango de incertidumbre es mucho mayor y difícilmente cuantificable. En este caso estamos añadiendo incertidumbre, no solo en la parte de cuantificación y valoración de los bienes afectados, sino en la parte de estimación de la exposición y vulnerabilidad, pues se asume que la totalidad de las infraestructuras expuestas van a dañarse si se pierde el servicio de protección, lo cual no tiene por qué ser cierto.

Tomemos el siguiente caso para ejemplificar la aplicación de ambos métodos a una misma situación: Imaginemos que se quiere valorar el servicio de inundación frente a huracanes de categoría 1 (el menos intenso) en dos zonas de costa donde hay arrecifes de coral. En la primera de ellas, vive una comunidad de pescadores de perfil social bajo e infraestructuras vulnerables ante eventos de inundación, valoradas en su conjunto en 100.000 dólares. En la segunda, se asienta un moderno complejo hotelero construido con los mejores materiales y cuyo valor es de 10 millones de dólares. Supongamos que ambos arrecifes están en buen estado y, ante un huracán de categoría I, disipan por completo el oleaje y la marea meteorológica y no hay inundaciones ni en la comunidad de pescadores ni en el hotel ¿De qué forma le daríamos valor económico a ese arrecife en función de los métodos “replacement cost” y “damage avoided cost”? Si aplicamos el método “replacement cost”, calcularíamos cuánto cuesta construir una infraestructura que sustituyera al coral y nos diera el mismo nivel de protección (por ejemplo, un dique sumergido), y obtendríamos el mismo valor en las dos zonas de estudio: imaginemos que 100.000 dólares. Si ahora aplicamos el método de “damage avoided cost”, tenemos que reproducir el evento del huracán de categoría I ante un escenario hipotético de no existencia del arrecife mediante modelos numéricos que resuelven ecuaciones hidrodinámicas, y después, cuantificar el valor económico de los activos dañados, teniendo en cuenta la distinta sensibilidad de cada activo. La principal diferencia entre ambos métodos es que el valor del arrecife en la zona de pescadores es de 100.000 dólares (tras la simulación numérica hemos visto que se destruyen todas las casas), mientras que en la zona del hotel es de 1.000 dólares (apenas hay desperfectos porque la estructura resiste) ¿Qué conclusión se saca de todo esto? Que el método “replacement cost” no tiene en cuenta ni la intensidad del huracán, ni los procesos que producen la inundación, ni la vulnerabilidad de los activos en costa, y, en consecuencia, está malvalorando el ecosistema.

Por tanto, para valorar el servicio de protección frente a inundación costera, y en vista de la disponibilidad de datos climáticos, socioeconómicos y herramientas numéricas y estadísticas, así como del conocimiento de los procesos que intervienen, el método “damage avoided cost” es más adecuado que el “replacement cost” aunque el primero sea más complejo de implementar.

Por ello, en esta tesis se adopta el primero, con el fin de poder contribuir al progreso de este ámbito del conocimiento mediante la integración de varias disciplinas.

#### *1.2.3.4 Valor económico pasado, presente y futuro de los ecosistemas existentes*

Desde 1997 hasta 2007, han sido 405 las publicaciones en revistas punteras (“Ecosystem Services”, Plos One”, “Ecological Economics”, “Ecological Indicators” y “Shengtai Xuebao Acta Ecologica Sinica”) en materia de ecosistemas, de las que 293 analizan ecosistemas que producen servicios y el 40% de ellas, es decir, 118 publicaciones, valoran esos servicios. El reparto geográfico de las investigaciones realizadas pone en cabeza a Europa con 110 publicaciones de valoración local de servicios ecosistémicos, seguida de Asia (54), Latinoamérica (47), Norte América (35), África (26), Australia (16) y la Antártida (1). A estos estudios nacionales hay que sumarle otros 29 estudios globales. En cuanto a la distribución por biomas, los más estudiados son los marinos, con 54 publicaciones, seguidos de los bosques (42), cultivos (33), ríos y lagos (32), ecosistemas urbanos (29), humedales (16), montañas (13) y desiertos (1). Pero el grupo más numeroso corresponde a los estudios de múltiples ecosistemas, con 71 publicaciones en las que se da valor a más de un recurso natural.

En el intento de sintetizar y unificar el valor de todos los ecosistemas y servicios que estos ofrecen en el mundo, de Groot y sus colegas (de Groot et al., 2012) revisaron del orden de 320 publicaciones, cubriendo 300 zonas de estudio que arrojaban un total de 1350 valoraciones, de las cuales fueron aprovechadas 665 para obtener el valor unitario de 10 biomas (consultar Tabla A1). Esta revisión permitió crear la base de datos “*Ecosystem Service Valuation Database*” (ESVD, Van der Ploeg and De Groot, 2010) donde están recogidos y ordenados todos los resultados de las valoraciones realizadas hasta la fecha.

Si centramos nuestra atención en el grupo de los ecosistemas marinos, los más frecuentemente valorados son los arrecifes de coral y los manglares, mientras que los menos considerados son los praderas de vegetación. En cuanto a los servicios, el de turismo, recreativo y de protección son los más recurrentes y, además, los que tienen un mayor valor económico. Las técnicas más habituales utilizadas para evaluar los servicios ecosistémicos de los recursos naturales marinos son las de “damage avoided cost” y “replacement cost” (Mehvar et al., 2018). Se trata, además, de los dos métodos que mejor se adaptan a valoraciones del servicio de protección, aunque, como se ha discutido en el apartado 1.2.1.6, si se quiere ser realista en las estimaciones del beneficio recibido por las barreras naturales de defensa, el método de “damage avoided cost” es más preciso. En el APÉNDICE A se da información detallada de los valores de servicios ecosistémicos propuestos por diferentes autores a lo largo de la historia y a diferentes escalas.

## 1.2.4 Modelado de los procesos físicos de arrecifes de coral y manglares

Los arrecifes de coral y los manglares son ecosistemas marinos que actúan como barreras naturales para proteger la costa frente a fenómenos de inundación (Ferrario et al., 2014; Mazda et al., 2006). La inundación costera tiene lugar cuando se produce una sobreelevación del nivel medio del mar y el agua se extiende tierra adentro. El alto poder corrosivo del agua marina y la fuerza con la que, en ocasiones, penetra en tierra tiene consecuencias negativas sobre la población y activos ubicados en primera línea de costa y, consecuentemente, sobre la economía de la zona afectada (Dzau et al., 2018).

Para modelar el impacto de inundación en presencia de ecosistemas, es necesario conocer los procesos físicos que intervienen en la interacción del flujo y las olas con la vegetación. Las investigaciones realizadas hasta la fecha sobre el modelado hidrodinámico en presencia de ecosistemas cubre múltiples áreas: mecanismos de fricción y fuerzas de arrastre, rotura del oleaje, generación de corrientes, propagación de las ondas largas, propagación de la marea meteorológica, estimaciones del “set-up” o del “run-up” en costa, efecto del cambio climático, consecuencias del impacto de ciclones tropicales, procesos de acumulación de sedimento, etc. De forma particular, los arrecifes de coral y los manglares son los dos ecosistemas marinos más estudiados y de los que mejor se conocen los procesos. Cada ecosistema tiene unas propiedades distintas, por lo que los procesos predominantes son también diferentes.

Comenzando por los arrecifes de coral, desde el punto de vista hidrodinámico, la disipación de energía se produce por dos mecanismos: rotura del oleaje y por fricción. Los procesos de transformación del oleaje han sido el principal foco de atención de los estudios de laboratorio (Gourlay, 1996a, 1996b; Gourlay and Colleter, 2005; Massel and Gourlay, 2000) y campañas de campo (Hardy et al., 1991; Kench and Brander, 2006; Péquignet et al., 2011). La mayor parte de la energía disipada se produce por rotura, por eso han sido muchos los autores que intentaron descifrar las variables que condicionan este mecanismo de disipación del oleaje sobre los frentes arrecifales. Se ha observado que el ratio entre la altura de ola y la profundidad de rotura ( $\gamma=H/h$ ) disminuye hasta valores de 0.4-0.6, bastante por debajo del valor típico para fondos arenosos ( $\gamma=0.8$ ) (Hardy et al., 1991). La capacidad de los arrecifes de coral de disipar energía por rotura del oleaje está también muy condicionada por otras componentes de nivel, como la marea meteorológica (Hearn, 1999). Sin embargo, en algunas barreras de coral la disipación por fricción tiene un papel relevante (Lowe et al., 2005). Cuando las olas rompen sobre el arrecife se produce un desequilibrio del tensor de radiación que da lugar al “set-up”, o sobre-elevación estática de nivel (Gourlay, 1996a, 1996b; Massel and Gourlay, 2000). La energía que no se disipa llega a la costa en forma de onda infragravitatoria, o “surf-beat” (Lashley et al., 2018; Ma et al., 2014; Pomeroy et al., 2012; Van Dongeren et al., 2013), y de ondas de alta frecuencia, o swash. La suma de estas dos componentes, más el “set-up”, recibe el nombre de “run-up” (Bertin et al., 2018; Peláez-Zapata et al.,

2018; Torres-Freyermuth et al., 2012) , y es una de las principales causas de inundación (Sallenger Jr, 2000). Escenarios futuros de aumento de nivel del mar y la capacidad de adaptación de los arrecifes de coral a las nuevas condiciones van a determinar su capacidad para seguir mitigando la energía del oleaje y reducción de la cota de inundación (Ateweberhan et al., 2013; Buddemeier and Smith, 1988; Harris et al., 2018; Hoegh-Guldberg, 2011; Palumbi et al., 2014; Pandolfi et al., 2011; Storlazzi et al., 2015; Woodroffe and Webster, 2014; Yates et al., 2017).

Los manglares, al ser un tipo de vegetación emergida y situada en la zona intermareal, reciben poco oleaje, pero también son capaces de disiparlo mediante las fuerzas de arrastre generadas al interactuar el flujo con sus raíces, ramas y tronco (Fischenich, 2000; Y Mazda et al., 1997). La capacidad disipativa es mayor cuanto mayores sean las olas que llegan. Hasta finales de los años 90, no se había prestado demasiada atención al papel que juega este ecosistema para reducir la altura de ola incidente (Alongi, 2009; Horstman et al., 2014). La dificultad para acceder a las zonas de manglar y tomar datos ha hecho que haya pocos estudios de campo, limitados a zonas concretas, como, por ejemplo, los llevados a cabo en Vietnam, Australia y Japón (Mazda et al., 2006; Yoshihiro Mazda et al., 1997; Mcivor et al., 2012a). Además de atenuar el oleaje, este ecosistema reduce la energía de la marea meteorológica, componente directa de la cota de inundación (Loder et al., 2009; Mcivor et al., 2012b; Sheng et al., 2012). Muchos de los estudios de atenuación de marea meteorológica provienen de observaciones reales de eventos extremos, como huracanes (Loder et al., 2009; Sheng et al., 2012), mientras que gran parte de las observaciones respecto a la capacidad de disipación de altura de ola corresponden a tsunamis (Kathiresan and Rajendran, 2005; Laso Bayas et al., 2011). Además, su presencia en primera línea permite estabilizar la costa y evitar la erosión (Van Santen et al., 2007). La combinación de la capacidad para atenuar las olas y la marea meteorológica, sumado a la de retener sedimento, evita graves inundaciones en las zonas costeras donde se encuentran (Irtem et al., 2009; Tang et al., 2017). Al igual que los arrecifes de coral, la capacidad de protección de los manglares es muy sensible al nivel del mar. La condiciones futuras de aumento de nivel por cambio climático obligará a este ecosistema a adaptarse para seguir manteniendo la misma capacidad de defensa de la costa. Aunque hay investigaciones al respecto, aún existe mucha incertidumbre sobre cómo van a responder ante escenarios futuros (Alongi, 2008; Gilman et al., 2008; Krauss et al., 2013; McIvor et al., 2013; McKee, 2011; McKee et al., 2007; Payo et al., 2016).

### **1.2.5 Aplicaciones de los servicios ecosistémicos: “Soluciones Naturales”**

Con el objetivo final de crear herramientas con rigor científico-ecológico-económico para tomar decisiones e implementar medidas de gestión del medio ambiente, debemos pasar por las siguientes tres etapas:

*concienciar → priorizar → actuar*

*Concienciando a la sociedad: Valor total global de los servicios ecosistémicos.* Nos aporta una visión general de la magnitud del beneficio de los servicios ecosistémicos, con el objetivo de resaltar la importancia de los recursos naturales como mecanismos de regulación del bienestar humano.

*Priorizando los recursos: Valores desagregados de los servicios ecosistémicos.* Jugando con los distintos grados de libertad presentes, vamos concretando el tipo de valoración: tipo de servicio ecosistémico, tipo de ecosistema, escala y localización, método de valoración y características del hinterland donde se hace la valoración. Esta desagregación nos permitirá identificar los servicios, ecosistemas y zonas más vulnerables, para así priorizar las medidas de actuación.

*Actuando en favor de la naturaleza: soluciones naturales para la defensa de la costa.* Conocido el beneficio del ecosistema, solo queda comparar el coste de actuar en favor de la naturaleza (ingeniería ecológica) con el coste de construir infraestructuras de protección artificiales equivalentes (ingeniería tradicional).

La cuantificación de los servicios ecosistémicos nos da una visión global del impacto económico de la naturaleza, permitiendo identificar ecosistemas y servicios prioritarios, así como enfocar su gestión con una base y criterios que sustenten las decisiones en materia de adaptación y restauración. Las investigaciones realizadas (Costanza et al., 1997; de Groot et al., 2012; Kubiszewski et al., 2017) demuestran el potencial de los arrecifes de coral y los manglares (soluciones verdes) como mecanismos de defensa de la costa contra inundaciones y erosión, aportando un beneficio medio global de 16,991 int\$/ha/año y de 5,351 int\$/ha/año, respectivamente. Esta valoración es el primer paso hacia el objetivo de incorporar la ingeniería ecológica en la planificación de la defensa costera.

Históricamente, para destacar las ventajas de los ecosistemas, se ha comparado su eficacia con las soluciones de ingeniería marítima convencional (diques, muros, escolleras...), desde dos puntos de vista (Barbier et al., 2008; Duarte et al., 2013; Feagin et al., 2015; Ferrario et al., 2014; Gedan et al., 2011; Hanley et al., 2014; Siddharth Narayan et al., 2016; Ondiviela et al., 2014; B. Reguero et al., 2018b; Shepard et al., 2011): (1) Desde el punto de vista físico, como mecanismo de disipación de oleaje y nivel del mar; y (2) desde el punto de vista económico, como alternativa eficiente frente a soluciones artificiales que, aunque menos sostenibles medioambientalmente (Bulleri and Chapman, 2010), siguen siendo el recurso más utilizado a nivel mundial para proteger la costa de inundaciones y erosión costera, debido a la falta de cultura ecológica y al desconocimiento del valor real de los ecosistemas (Morris et al., 2018).

#### Atenuación de oleaje y marea meteorológica

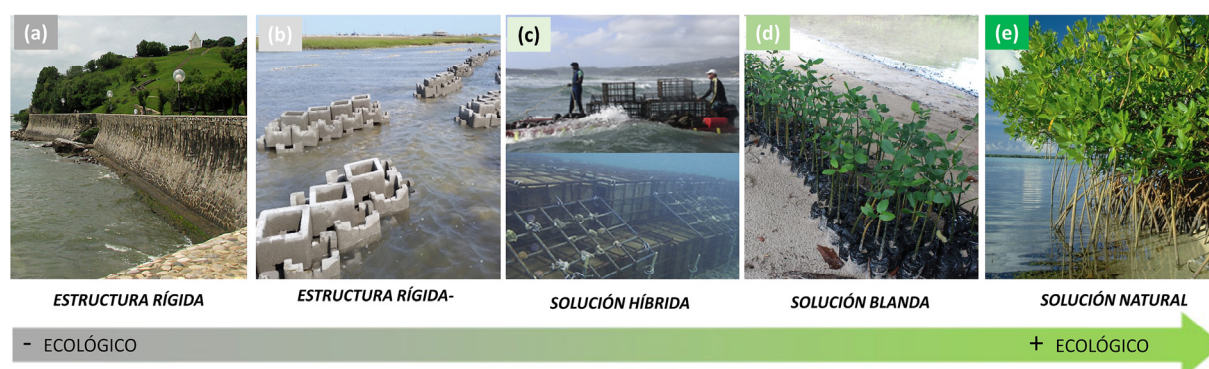
Se han hecho estudios comparativos entre rango de disipación de altura de ola de distintos ecosistemas con el de un dique de escollera sumergido. Por ejemplo, la reducción de altura de ola de los

arrecifes de coral es del orden del 70%, frente al 30%-70% disipado por un dique de escollera artificial sumergido (Ferrario et al., 2014). Un campo de manglares de dimensiones equivalentes a las de una estructura rígida de protección disipa un 31% de altura de ola (Siddharth Narayan et al., 2016).

Sin embargo, en el caso de eventos extremos, no hay suficientes casos de estudio que demuestren cuantitativamente la disipación de la marea meteorológica producida por fenómenos climáticos, como los huracanes, o la protección frente a tsunamis, por parte de ecosistemas naturales, (Kumar and Taylor, 2015). Las pocas evidencias empíricas que sí demuestran una mayor eficiencia de los ecosistemas para proteger la costa frente a eventos extremos están basadas en la observación de los daños producidos. Por ejemplo, en Agosto de 2011, tras el paso del huracán Irene, de categoría I (vientos de entre 119-153 km/h), sobre la costa de Carolina del Norte (Estados Unidos), las zonas de marisma restauradas no sufrieron daño alguno en comparación al 76% de los daños sufridos en las zonas protegidas con diques rompeolas (Gittman et al., 2014).

### Costo-eficiencia

Son pocos los estudios que han comparado económicamente la alternativa de restaurar ecosistemas con la de construir artificialmente estructuras convencionales que proporcionen el mismo nivel de protección (Siddharth Narayan et al., 2016). Pero algunos de ellos han permitido demostrar que, desde el punto de vista coste-beneficio, invertir en soluciones naturales para la defensa de la costa es más eficiente que hacerlo en soluciones tradicionales (Ferrario et al., 2014; B. Reguero et al., 2018a, 2018b). Por ejemplo, el coste medio de construir diques sumergidos, como solución para disipar la energía del oleaje al mismo nivel que lo hacen los arrecifes de coral, es de 19,791 int\$/m, mientras que el coste medio de restauración de soluciones naturales es de 1,290 int\$/m (Ferrario et al., 2014).



**Figura 1.4: Alternativas para la defensa de la costa, desde soluciones artificiales hasta soluciones naturales.** La imagen (a) es un muro vertical artificial construido en Saint Jean de Luz, Francia (Autor: Geert Schotanus). La imagen (b) es una estructura rígida ecológica basada en cubos de hormigón que actúan como mecanismo de defensa y como criaderos de ostras en Chincoteague, Virginia, USA (Fuente: TNC). La imagen (c) es un arrecife de coral artificial construido en la bahía de Greenville, México (Fuente: Reguero et al., 2018). La imagen (d) es un semillero de manglares para su reforestación en Filipinas (Fuente: TNC). La imagen (e) es un campo de manglar en su estado natural en las islas Caimán (Fuente: TNC).

Una vez puesta en valor y cuantificada económicamente la capacidad de protección frente a inundación de los ecosistemas costeros, son varias las alternativas de actuación posibles (Figura 1.4)



(Chapman and Underwood, 2011; Morris et al., 2018): (1) **estructuras rígidas tradicionales** construidas artificialmente, como muros, escolleras o diques; (2) **estructuras rígidas ecológicas**, como serían, por ejemplo, los elementos de retención de agua instalados en un muro artificial para incentivar el crecimiento de moluscos; (3) **soluciones híbridas**, como arrecifes artificiales o arrecifes de ostras en zonas de marisma; (4) **estructuras blandas**, como por ejemplo escolleras construidas con ostras o la reforestación de plantaciones de manglar, y (5) **soluciones naturales**, es decir, ecosistemas en su estado natural, sin intervención antrópica.

La construcción de estructuras rígidas artificiales (Figura 1.4, imagen “a”) tiene el riesgo de alterar las funciones de los ecosistemas del entorno y, por tanto, los servicios aportados a las personas, como el de abastecimiento de alimentos o materias primas. Aunque se desconocen en detalle todos los efectos de la integración de este tipo de soluciones rígidas sobre el medio natural (Bulleri and Chapman, 2015), sí se conocen algunos efectos negativos, como la dificultad de cumplir las funciones de hábitat para especies nativas (Chapman, 2003), abriendo la posibilidad al asentamiento de especies invasoras (Dafforn et al., 2009).

Las estructuras rígidas ecológicas (Figura 1.4, imagen “b”), que son un intento de adaptar infraestructuras artificiales cuando estas son la única alternativa y no cabe la posibilidad de aplicar soluciones blandas (Chapman and Underwood, 2011), consisten en dotar a las estructuras convencionales de elementos para atraer especies que den un valor añadido a la infraestructura. Por ejemplo, en zonas urbanizadas donde no hay espacio para crear un nuevo hábitat, introducir especies en las estructuras ya existente puede ser una medida medioambientalmente sostenible (Bouma et al., 2014), aunque también puede tener connotaciones negativas si es colonizada por organismos con carbonato cálcico que provoquen la corrosión y deterioro de la infraestructura (Perkol-Finkel and Sella, 2015).

Una solución intermedia son las construcciones híbridas (Figura 1.4, imagen “c”), que combinan elementos estructurales artificiales con ecosistemas que aportan una protección adicional (Sutton-Grier et al., 2015). En Greenville (México), por ejemplo, se construyó una estructura metálica y se añadieron corales para que el conjunto estructura-coral actuara como un dique sumergido, con una rugosidad adicional proporcionada por la vegetación coralina y que incrementa la capacidad de disipación de las olas, tanto por rotura como por fricción de fondo (B. Reguero et al., 2018a). No es el único proyecto que utiliza como recurso la construcción de arrecifes de coral artificiales (Clark and Edwards, 1999, 1995; Pickering et al., 1999). Las soluciones híbridas son una alternativa y un reto constructivo para los ingenieros, aplicables cuando, de forma independiente, ni los propios ecosistemas ni la estructura artificial por sí misma son capaces de proporcionar el nivel de protección que aportarían al trabajar combinadas.

La actuación más ecológica que se puede ejecutar para defender una zona de costa de la erosión e inundación es crear un ecosistema sin recurrir a materiales tradicionales de construcción, o lo que

también es conocido como “soluciones blandas” (Figura 1.4, imagen “d”). Este tipo de soluciones incluyen la restauración de ecosistemas degradados o la creación de ecosistemas en zonas donde no existían (Bilkovic et al., 2016; Elliott et al., 2007). Por ejemplo, plantar un bosque de manglares en lugar de construir un dique es una solución de este tipo (Primavera and Esteban, 2008; Walters, 2004, 2000). Sin embargo, no siempre se recurre a soluciones blandas con el objetivo de proteger la costa y, en ocasiones, se combina con otros propósitos, como la restauración de los arrecifes de ostras en Estados Unidos, cuya misión principal era recuperar las pesquerías, pero terminó siendo también una barrera contra la inundación costera (Beck et al., 2011).

La última medida y la más sencilla, barata y medioambientalmente más sostenible se basa en conservar lo que ya se tiene de forma natural (Figura 1.4, imagen “e”). Los ecosistemas, por sí mismos, nos proporcionan servicios sin necesidad de alterar artificialmente su funcionamiento, por tanto, no destruirlos ni degradarlos debe ser la premisa por la que se guíen los planes de actuación eco-ingenieriles.

En resumen, es necesario un cambio de tendencia en la gestión de la costa hacia un modelo de planificación basado en soluciones medioambientalmente sostenibles, priorizando la conservación de los ecosistemas existentes y, cuando no sea posible su conservación, intentar implementar soluciones blandas, híbridas o añadir a las infraestructuras ya existentes una componente ecológica (soluciones rígidas ecológicas). Invertir en la naturaleza para defender la costa de amenazas, como las inundaciones, tiene grandes ventajas: los ecosistemas tienen la capacidad de disipar las olas y las mareas igual o superior a estructuras artificiales de las mismas dimensiones (Ferrario et al., 2014); son sistemas dinámicos que se adaptan a condiciones climáticas cambiantes (cambio climático, por ejemplo) y son capaces de auto regenerarse tras sufrir daños por eventos extremos (Gittman et al., 2014); son soluciones de un gran valor económico en términos de protección (Costanza et al., 2014, 1997; de Groot et al., 2012), y sus costes de restauración y conservación son menores que los de la construcción de estructuras artificiales (Siddharth Narayan et al., 2016). Aunque las ventajas que ofrecen las soluciones naturales para la defensa de la costa justifican su utilización, hay que tener en cuenta la limitación derivada de la incertidumbre introducida por el hecho de ser sistemas dinámicos que dificultan la predicción de su comportamiento ante cambios persistentes en el tiempo. Esta incertidumbre es un obstáculo para la puesta en marcha de planes de defensa costera a futuro (Bouma et al., 2014), pero ha de reducirse a medida que avance la investigación en el campo de la ecología y se mejoren los modelos climáticos predictivos.

## 1.2.6 Usos y retos de los servicios ecosistémicos

### 1.2.6.1 *Retos ya planteados*

Para valorar un servicio ecosistémico, hay que conocer primero el uso que se le pretende dar a dicha valoración y el nivel de detalle que se quiere alcanzar. Solo de esta forma elegiremos bien los servicios a evaluar y los métodos con los que hacerlo. Las primeras publicaciones en materia de servicios ecosistémicos no tenían en cuenta sus aplicaciones (Costanza et al., 1997), pero sí cumplían el propósito de transmitir el mensaje de que los recursos naturales son importantes en sí mismos, independientemente del uso que se le da a sus valoraciones. En estudios recientes (Costanza et al., 2014), se han recogido algunos usos de la valoración de los ecosistemas, y se resumen a continuación:

- Concienciar y captar el interés de la sociedad sobre la importancia de conservar los recursos naturales. Para este propósito no se necesita un alto grado de rigurosidad, pero, para que tengan impacto en la sociedad, las valoraciones deben incluir valores totales de los ecosistemas, sea cual sea la escala espacial de agregación, tanto regional como global.
- Incluir el beneficio sobre el bienestar de las personas aportado por los ecosistemas en las cuentas nacionales, para lo cual se necesita desagregar por sectores los valores de servicios ecosistémicos y obtener el total para cada ecosistema y sector. Por ejemplo, el beneficio de los bosques de manglar sobre el sector de la pesca puede ser tenido en cuenta en los presupuestos para agricultura, pesca y alimentación de un país.
- Incentivar debates políticos en los que el valor de los recursos naturales sirva de soporte para tomar decisiones.
- Planificar los usos del suelo en base al capital natural existente en la zona.
- Pagar por los servicios ecosistémicos, como, por ejemplo, establecer pólizas de seguros que incluyan el valor de los ecosistemas. En marzo de 2018, se creó el primer seguro para proteger un arrecife de coral, en concreto el arrecife Mesoamericano, la segunda barrera más grande del planeta y que se extiende por la costa del Caribe de México, Belice, Guatemala y Honduras. Esta póliza, pionera, está destinada a sufragar las pérdidas de capital por efecto de huracanes de categoría 4 o 5 (>210 km/h), mediante la disponibilidad de recursos de primeros auxilios obtenidos a partir de impuestos de hoteles, organismos públicos y donantes interesados.
- Contabilizar costes totales de una determinada actividad incluyendo el capital natural que interviene en su desarrollo.
- Establecer fideicomisos de activos comunes teniendo en cuenta los ecosistemas presentes, es decir, incluir el valor de los ecosistemas en los acuerdos de transmisión de bienes entre personas o entidades.

Aunque estos son solo algunos de los usos que se les pueden dar a las valoraciones de los servicios ecosistémicos, a fecha de hoy todavía queda mucho por mejorar en el ámbito de transferencia del

conocimiento de la riqueza ecológica a la sociedad, así como en los métodos y herramientas de valoración. Se plantean, así, cuatro retos para mejorar la valoración de los recursos naturales del planeta que deben ser el objetivo de las futuras investigaciones en este ámbito (Costanza et al., 2017):

El **primer reto** consiste en limitar las valoraciones teniendo en cuenta solo aquellos servicios que contribuyen al bienestar de las personas (Norton et al., 1998). Para explicarlo se utiliza la siguiente analogía: *“Imaginemos que se cae un árbol en mitad de un bosque y no hay nadie alrededor que lo oiga. ¿Está ese árbol produciendo realmente ruido?”* La respuesta es *“depende de cómo definamos el ruido”*. Si el ruido se define como la percepción humana de un sonido, la respuesta es *“No”*. Pero si se define como la propagación de ondas físicas por el aire, la respuesta es *“Sí”*. Llevamos esta misma pregunta a un caso de servicio ecosistémico *“¿Tiene valor turístico un arrecife de coral para una comunidad de pescadores que viven exclusivamente de la pesca?”*. La respuesta debería ser *“No”*, porque para este colectivo el arrecife no tiene valor turístico. Sin embargo, según el modelo tradicional de valoración de servicios ecosistémicos, sí se obtendría y se asignaría un valor turístico a ese arrecife. El objetivo de este reto es que en el futuro valoremos los ecosistemas en base a los servicios que ofrecen de forma particular a cada colectivo, infraestructura o negocio. No podemos decir en voz alta *“este arrecife ofrece un servicio turístico valorado en ‘x’ millones de dólares”*, sin antes preguntarnos *“¿hacia quién va dirigido ese servicio?”*.

El **segundo reto** consiste en mejorar la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas para cuantificar correctamente el beneficio que deriva de dicho funcionamiento (Barbier et al., 2008; Boumans et al., 2002). Por ejemplo, no podemos estimar el servicio de protección frente a inundación de un ecosistema si no conocemos los procesos que intervienen en la atenuación de viento, olas, corrientes y mareas, o si no conocemos la respuesta del ecosistema ante un escenario de degradación total del mismo.

El **tercer reto** se refiere a dotar de mayor flexibilidad los procesos de valoración y combinar valoraciones monetarias y no monetarias, según cual sea el destinatario del servicio y cuál sea el objetivo de la valoración (Kenter et al., 2016). Esta propuesta va en consonancia con la primera, pues ambas tratan de hacer de la valoración de servicios ecosistémicos una herramienta que se adapte al contexto en el que se aplica y no se limite a dar valores generales sin ningún propósito concreto.

El **cuarto reto** consiste en mejorar la predicción de la incertidumbre y el riesgo de los modelos de valoración (Hamel and Bryant, 2017; Kubiszewski et al., 2013). Para conseguirlo, además de mejorar el conocimiento de las funciones y procesos del ecosistema (segundo reto), debemos mejorar los métodos de valoración y adaptarlos al contexto, la escala y la disponibilidad de datos. Si se controlan todos los elementos y su rango de incertidumbre, se puede acotar el error en la estimación del valor de los servicios ecosistémicos y, por tanto, será más sencillo convencer al sector político de la inversión en conservación y restauración del medio natural.

### 1.2.6.2 Carencias detectadas

La principal barrera que existe para la ejecución de soluciones eco-ingenieriles radica en la inconsistencia de las valoraciones de los servicios que estas alternativas constructivas pueden aportar. No existe una metodología global, única y consistente que evalúe cada componente del riesgo de inundación costera en presencia de ecosistemas, sino que hay muchas aproximaciones que dependen de la disponibilidad de datos, la escala espacial, la estrategia de modelado del impacto o el tipo de análisis estadístico que se lleve a cabo. Además, hasta la fecha, la mayor parte de las valoraciones de servicios ecosistémicos estaban limitadas a estudios locales o regionales, difícilmente comparables entre sí y con un amplio rango de incertidumbre. Esto ha sido siempre una barrera a la hora de promover e incentivar inversiones públicas y privadas de conservación y restauración de ecosistemas. Desde el punto de vista práctico, aún no se ha conseguido integrar sistemáticamente el valor de los ecosistemas en la planificación ni regular los planes de actuación litoral teniendo en cuenta los recursos naturales como oportunidades para una gestión más sostenible de la costa. Por tanto, es imperativo mejorar los métodos de valoración de servicios ecosistémicos, para lo cual primero hemos detectado las carencias existentes a día de hoy:

- *Faltan valoraciones de servicios ecosistémicos suficientemente consistentes como para incentivar inversiones públicas y privadas de conservación y restauración de ecosistemas.*
- *Falta integrar la valoración de los servicios ecosistémicos en el marco de riesgo del IPCC (2014).*
- *Falta una metodología única y consistente para valorar servicios ecosistémicos y, en particular, el servicio de inundación.*
- *Faltan metodologías flexibles, capaces de adaptarse a cualquier contexto de disponibilidad de datos, extensión del dominio de aplicación y recursos técnicos disponibles para su desarrollo.*
- *Faltan estudios globales de alta resolución, capaces de cubrir grandes dominios espaciales a pequeña escala, para informar estrategias de planificación.*
- *Falta la implementación sistemática de modelos de procesos para simular las interacciones físicas entre los ecosistemas y el medio, no solo localmente, sino también a escalas nacionales y globales.*
- *Falta estudiar probabilísticamente el riesgo asociado a la pérdida de servicios ecosistémicos y calcular la incertidumbre y posibles errores de los valores obtenidos.*

## 1.3 Objetivos general y específicos

Con base en las carencias anteriormente mencionadas, **el objetivo general de la tesis es desarrollar una metodología de valoración de los servicios ecosistémicos de protección frente a la inundación que suponga un avance sustancial con respecto a los métodos existentes.**

Para alcanzar este propósito, debemos apoyarnos en los siguientes objetivos específicos:

- **Objetivo 1:** Integrar la metodología propuesta en el marco general de riesgo del IPCC (2014).
- **Objetivo 2:** Basar la metodología propuesta en la técnica de “avoided damage cost”, garantizando la integración del mejor conocimiento posible y su aplicación en un marco probabilístico.
- **Objetivo 3:** Dotar a la metodología de la flexibilidad necesaria para afrontar evaluaciones de diferentes servicios (ej. protección frente a la erosión), escalas temporales (ej. cambio climático) y espaciales (de local a global), así como considerar diferentes o múltiples ecosistemas costeros.
- **Objetivo 4:** Realizar evaluaciones específicas para diferentes ecosistemas costeros (arrecifes de coral y manglares), a diferentes escalas espaciales (global, nacional y local).
- **Objetivo 5:** Analizar las fuentes y orden de magnitud de los errores en función de las aproximaciones, bases de datos y técnicas utilizadas en la aplicación de la metodología.
- **Objetivo 6:** Obtener valores globales y unitarios de indicadores económicos del servicio de protección frente a la inundación para arrecifes de coral y manglares.
- **Objetivo 7:** Analizar la potencial aplicación de los resultados de la metodología a desarrollar en las políticas, estrategias y planificación ambiental y territorial, desde el ámbito local al internacional.

## 1.4 Estructura de la tesis

La tesis está organizada en siete capítulos, de acuerdo con la estructura que se explica a continuación:

**Capítulo 1:** Contiene la revisión del estado del conocimiento en materia de servicios ecosistémicos y los objetivos de la tesis.

**Capítulo 2:** Describe la metodología probabilística de aplicación genérica. En este capítulo se presentan todas las alternativas de aplicación de la metodología en función del tipo de respuesta que se quiera dar, de la disponibilidad de datos y de la existencia de recursos técnicos para desarrollar los procesos de cada fase de la misma.

**Capítulo 3:** Se aplica la metodología para valorar la protección frente a inundación de los arrecifes de coral en todo el mundo. Se trata del primer estudio de escala global en el que se simulan todos los procesos de las dinámicas y se estudian probabilísticamente los daños por inundación con una resolución local, permitiendo incluir estos valores en los planes de desarrollo costero basados en la conservación y restauración de los arrecifes a nivel nacional, regional o local.

**Capítulo 4:** También se trata de una aplicación de la metodología, pero a escala nacional y enfocada en valorar el servicio de protección frente a inundación de los manglares. Filipinas es el país sobre el que se estudia el efecto de perder el ecosistema. Como novedad con respecto al capítulo anterior, se hace una desagregación de los fenómenos climáticos, tratando por separado los eventos de inundación producidos por ciclones tropicales, y los producidos bajo condiciones de clima marítimo regular. Esta diferenciación permite discernir ante qué tipo de fenómenos son más vulnerables las costas de Filipinas.

**Capítulo 5:** Al igual que el capítulo 3, es una aplicación global de la metodología. En este caso se valora globalmente, pero con alta resolución (20 km), el servicio de protección de todos los manglares del mundo siguiendo la misma estrategia que en Filipinas, es decir, separando las dinámicas en ciclones y clima regular. Este capítulo sigue un paralelismo con el capítulo 3, aunque se aplican técnicas diferentes de estimación de las dinámicas marinas y se valoran las consecuencias con una aproximación distinta.

**Capítulo 6:** Se busca comparar los resultados de estimación de daños aplicando la metodología en una misma zona (Pagbilao, Filipinas), pero con dos métodos distintos: siguiendo una aproximación de baja resolución (aplicable a escala global) y siguiendo una aplicación de alta resolución (aplicable a escala local). En función de la alternativa elegida, se van introduciendo progresivamente mejoras en los datos y modelos para identificar y cuantificar los errores cometidos.

Los cuatro capítulos anteriores incluyen discusiones y recomendaciones con respecto al uso de los resultados en políticas, estrategias y planificación ambiental y/o territorial. Además, varios de los capítulos anteriores se acompañan de Apéndices con información adicional. Dicha información no se ha incluido directamente en los capítulos para facilitar el seguimiento y comprensión del texto.

**Capítulo 7:** Cierra la tesis con las principales conclusiones y las líneas de investigación que se considera necesario seguir con el fin de progresar en los objetivos últimos de este ámbito. También se citan las contribuciones científicas de esta tesis durante su desarrollo: publicaciones, ponencias en congresos, presentación de posters e informes técnicos.





## Capítulo 2

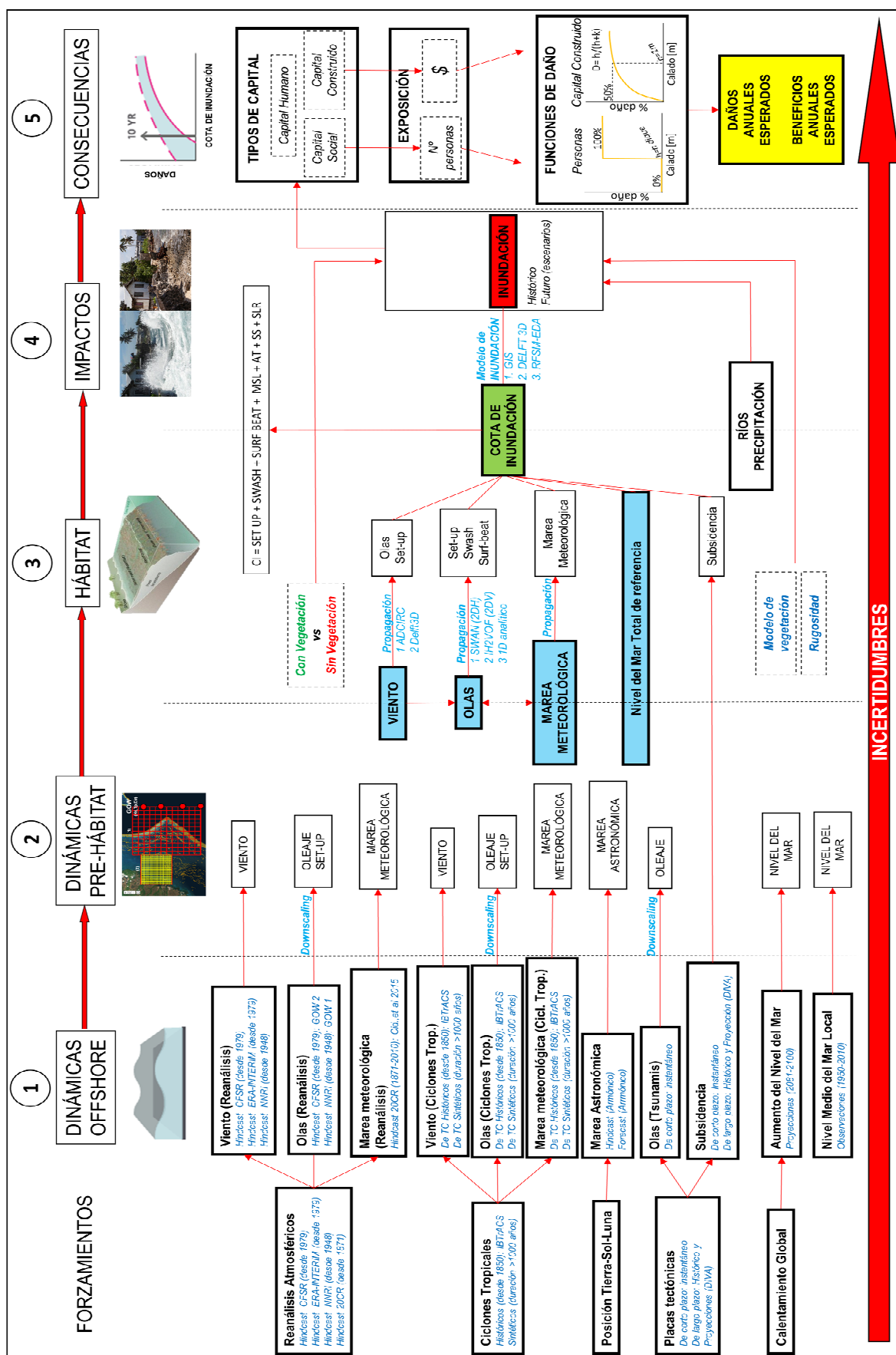
# **Metodología general para valorar el servicio de protección de los ecosistemas frente a la inundación costera**

### **2.1 Introducción**

Este capítulo presenta la metodología utilizada para valorar el servicio de protección frente a inundación costera que aportan ecosistemas marinos, tales como arrecifes de coral o manglares. A diferencia de otras estrategias de valoración de servicios ecosistémicos, esta metodología presenta las siguientes particularidades:

- Valoración socioeconómica de los daños y beneficios de los ecosistemas.
- Estudio probabilístico del riesgo.
- Expresión de las consecuencias en términos de valores anuales esperados.
- Control de la incertidumbre acumulada en todo el proceso.
- Adaptación a cualquier escala de trabajo (global, nacional o local).
- Utilización de modelos basados en procesos.
- Extensión a otros ecosistemas marinos (ej. marismas o praderas submarinas).
- Flexibilidad ante la disponibilidad nuevos datos o recursos.
- Aplicación a evaluaciones de otros impactos, como el de erosión.

El nivel de detalle y precisión con el que se decida ejecutar cada paso depende de la disponibilidad de datos, de los recursos, del tiempo, y de la escala de trabajo, de tal forma que el esfuerzo dedicado a cada fase vaya en consonancia con el del conjunto de la metodología. A lo largo del capítulo desarrollaremos cada paso teniendo en cuenta todas las alternativas para, en capítulos posteriores, llegar a aplicarla a casos concretos y diferentes en cuanto a escalas espaciales, tipos de ecosistemas, disponibilidad de datos y métodos de propagación de las dinámicas atmosféricas y oceánicas.



**Figura 2.1: Metodología de evaluación de la protección frente a inundación de ecosistemas costeros.** Fuente: Elaboración propia.

Para cuantificar el servicio proporcionado por un ecosistema, primero debe aislarse de otros sistemas naturales con los que pueda interactuar. Es decir, se asume que solo existe el ecosistema que es objeto de estudio. Después se definen dos escenarios: (1) escenario con el ecosistema presente y (2) escenario sin el ecosistema. La diferencia entre las consecuencias obtenidas con y sin ecosistemas determinan el valor del recurso natural.

La metodología para aplicar en ambos escenarios se articula en cinco pasos, que a grandes rasgos se resumen de la siguiente forma:

1. Caracterización de las dinámicas “offshore” asociadas a ciclones tropicales y extra-tropicales, tsunamis, marea astronómica, marea meteorológica y oleaje.
2. Propagación de las dinámicas hasta el lado “offshore” del ecosistema, mediante un proceso de downscaling dinámico, estadístico o híbrido.
3. Propagación de las dinámicas a través del ecosistema, teniendo en cuenta los procesos físicos de interacción con el hábitat, y definición posterior de la variable de impacto (ej. la cota de inundación).
4. Cálculo del impacto en la costa. En el presente trabajo nos centraremos en el impacto de inundación, aunque la metodología es extensible a la modelización de otros impactos, como el de erosión.
5. Cálculo de las consecuencias socioeconómicas sobre la población y el capital construido, mediante el uso de funciones de daño de cada activo frente a la variable de impacto.

Extender el rango de aplicabilidad de la metodología a cualquier escala, de local a global, así como desarrollar en todo momento un análisis probabilístico, supone un avance respecto a los estudios existentes en materia de servicios ecosistémicos. Para gestionar este reto, se necesita conocer bien los procesos físicos de cada fase, controlar las herramientas numéricas más eficientes en cada caso y saber establecer las simplificaciones que minimicen el error cometido y aseguren llegar al resultado final con un control de la incertidumbre acumulada. La Figura 2.1 es un esquema resumen de todos los pasos de la metodología, en la que se incluyen las alternativas de aplicación de cada fase que deberemos elegir en función de la escala de trabajo y disponibilidad de datos y recursos. En las siguientes secciones se expondrá con mayor detalle el desarrollo de cada paso anterior.

## **2.2 Paso 1: Caracterización de las dinámicas “offshore”**

El origen de los impactos de inundación costera tiene lugar, generalmente, en zonas alejadas de la costa, y puede ser de tres tipos: atmosférico, astronómico y tectónico. Antes de entrar a explicar el

origen y particularidades de cada uno de ellos, en la Tabla 2.1 se exponen las características principales de las bases de datos meteoceanográficas “offshore” de cobertura global y a nuestra disposición.

COMPONENTE	BASE DE DATOS	VARIABLES	RESOLUCIÓN ESPACIAL	RESOLUCIÓN TEMPORAL	INTERVALO DE TIEMPO	REFERENCIA
<b>Ciclones Tropicales</b>	IBTrACS ( <a href="http://www.ncdc.noaa.gov/ibtracs">www.ncdc.noaa.gov/ibtracs</a> )	Posición, presión, velocidad del viento y velocidad de desplazamiento	No tiene	6 horas	1843 – 2015	(Knapp et al., 2010)
<b>Oleaje</b>	GOW 2.0 ( <a href="mailto:ihdata@ihcantabria.com">ihdata@ihcantabria.com</a> )	Hs, Tp, Dir	0,25° (~25 km)	1 hora	1979 – 2017	(Perez et al., 2017)
<b>Marea Meteorológica</b>	Reanálisis 20CR ( <a href="mailto:ihdata@ihcantabria.com">ihdata@ihcantabria.com</a> )	SS <sub>95%</sub>	2° (~200 km)	1 hora	1871 – 2010	(Cid et al., 2017) (Egbert et al., 1994)
<b>Marea Astronómica</b>	GOT ( <a href="mailto:ihdata@ihcantabria.com">ihdata@ihcantabria.com</a> )	Nivel instantáneo de marea	0,25° (~25 km)	Cualquiera (variable determinista)	Cualquiera (variable determinista)	(Egbert and Erofeeva, 2002) (Pawlowicz et al., 2002)
<b>Nivel Medio del Mar</b>	AVISO (Satellite Altimeter Data) ( <a href="mailto:ihdata@ihcantabria.com">ihdata@ihcantabria.com</a> )	Nivel Medio del Mar local	1° (~100 km)	1 mes	1950 – 2010	(Church et al., 2004)
<b>Aumento Nivel Medio del Mar</b>	Slangen 2014 ( <a href="http://icdc.cen.uni-hamburg.de/1/daten/ocean/coastal-sea-level-changes.html">http://icdc.cen.uni-hamburg.de/1/daten/ocean/coastal-sea-level-changes.html</a> )	Proyecciones a futuro de aumento de nivel del mar por cambio climático	1° (~100km)	No tiene (Son proyecciones)	2081 – 2100	(Slangen et al., 2014)
<b>Subsidencia</b>	DIVA-GIS ( <a href="http://www.diva-gis.org/gdata">http://www.diva-gis.org/gdata</a> )	Tasa anual de subsidencia [mm/año]	0,5° (~50 km)	No tiene (Es una tasa anual)	No tiene	(Vafeidis et al., 2006) (Peltier, 2000)

**Tabla 2.1: Bases de datos globales de ciclones tropicales, oleaje, mareas, nivel del mar y subsidencia.**  
Fuente: Elaboración propia.

En lugar de estas bases de datos, puede hacerse uso de otras equivalentes que estén accesibles en centros de referencia o en la literatura. En este caso, se ha considerado que, sin pérdida de generalización, se favorece una mejor comprensión de la metodología haciendo referencia en su desarrollo a bases de datos concretas.

## 2.2.1 Forzamientos atmosféricos 1: Clima regular (Reanálisis atmosférico)

Los desequilibrios térmicos y los gradientes de presión atmosférica ponen en movimiento grandes masas de aire que generan viento, olas y variaciones de nivel del mar (marea meteorológica). Los forzamientos de tipo atmosférico son el origen de la mayor parte de las dinámicas marinas que observamos en la costa. Estudiar estas dinámicas implica conocer antes cómo se generan. Para ello, hemos clasificado los forzamientos atmosféricos en dos grupos: (1) eventos de alta intensidad que actúan localmente en el entorno de la zona de estudio (ciclones tropicales) y (2) eventos, también locales, pero de baja intensidad (depresiones tropicales y extra-tropicales, tormentas tropicales y extra-tropicales,

borrascas, anticiclones, etc.) o dinámicas generadas por eventos de alta intensidad localizados muy lejos de la zona de estudio.

Hemos considerado eventos de alta intensidad a aquellas tormentas de origen marino con vientos de más de 119 km/h, generadas en zonas tropicales y que reciben el nombre de huracanes, ciclones o tifones, según la localización, aunque todos los términos hacen referencia al mismo fenómeno (ver Figura 2.2). Los eventos de baja intensidad son el resto de las situaciones atmosféricas que se dan a cualquier latitud y también generan vientos, olas y variaciones de nivel, pero de menor intensidad que los ciclones tropicales. Estudiar por separado los fenómenos más extremos locales viene motivado por el hecho de tratarse de tormentas independientes, de corta duración, con una zona de afección limitada, muy destructivas y que, por sí mismas, producen consecuencias catastróficas que merece la pena analizar específicamente.

Por tanto, a la hora de obtener las bases de datos de olas, marea meteorológica y viento “offshore”, vamos a separar (1) datos de reanálisis atmosférico que recogen todo el clima marítimo histórico, excepto los instantes y lugares específicamente afectados por el paso de un ciclón tropical local; y (2) datos de eventos extremos de ciclones tropicales (históricos, sintéticos), a partir de los cuales se generan campos puntuales y locales de oleaje, marea meteorológica y viento.

Los datos de reanálisis de oleaje más recientes a escala global son los correspondientes a la base de datos GOW 2.0 (Perez et al., 2017). Se trata de series horarias de altura de ola, periodo y dirección, con una resolución espacial global de 0,25° y que cubre el periodo desde 1979 hasta 2016. Esta base de datos fue generada con el modelo WaveWatch III (Tolman, 2014) a partir del reanálisis atmosférico CFSR, de “NCEP Climate Forecast System Reanalysis” (Saha et al., 2011), y calibrada y validada con datos de satélite y boyas. Además, esta base de datos de oleaje es capaz de captar las olas generadas por ciclones tropicales, aunque no con la misma precisión que se conseguiría al modelarlos específicamente con herramientas numéricas de alta resolución (ej. modelos Delft3D y ADCIRC). Los errores son especialmente visibles en las zonas locales donde se desarrollan estos eventos. Por tanto, aunque los datos de GOW 2.0 incluyen los ciclones tropicales, el efecto local de estos eventos debe modelarse por separado.

También existe una reconstrucción estadística global de marea meteorológica, con resolución espacial de 2° y resolución temporal horaria, que cubre el periodo 1871-2010 (Cid et al., 2017). Esta base de datos ha sido generada a partir del reanálisis atmosférico 20CR (NOAA-CIRES, Compo et al., 2011) y de las series DAC (Dynamic Atmospheric Correction), desarrolladas por AVISO, pero carece de la resolución espacial y temporal suficiente para captar las sobreelevaciones producidas al paso de un ciclón en su zona de generación.

## 2.2.2 Forzamientos atmosféricos 2: Ciclones tropicales

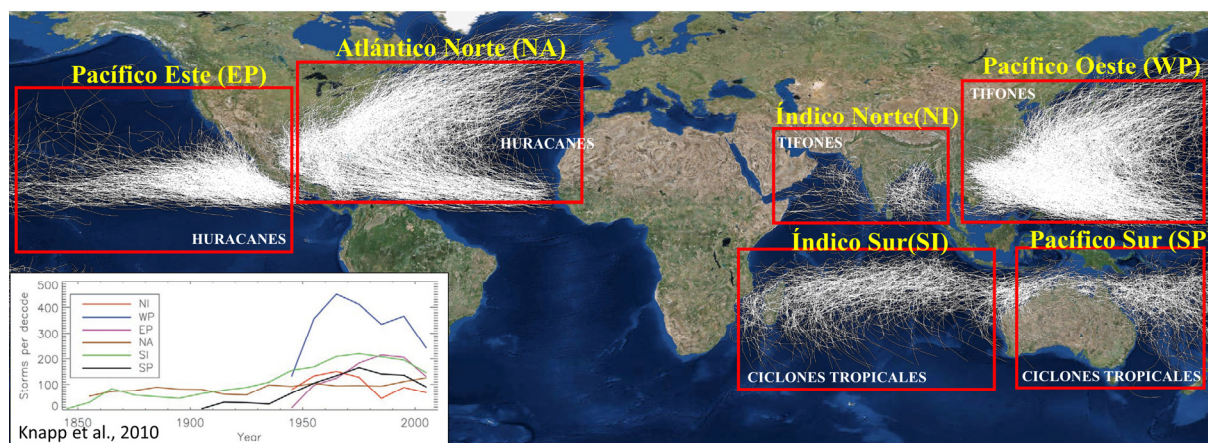
Para estudiar los campos de oleaje y marea meteorológica generados por eventos extremos y puntuales (ciclones tropicales), debemos utilizar como forzamiento las variables de presión, velocidad del viento, velocidad de desplazamiento del ciclón y trayectoria seguida. Para ello podemos optar por una de las dos opciones siguientes: utilizar series temporales de ciclones tropicales históricos (Knapp et al., 2010) o generar artificialmente series temporales más extensas de ciclones tropicales sintéticos (Emanuel et al., 2006; Nakajo et al., 2014).

### CICLONES TROPICALES HISTÓRICOS

La serie histórica de ciclones tropicales se obtiene a partir de la base de datos IBTrACS (Knapp et al., 2010), que contiene información 6-horaria de 287.902 eventos, entre los que se incluyen dos tipos diferentes, en función de la magnitud de los vientos: tormentas tropicales (vientos entre 63 km/h y 117 km/h) y ciclones tropicales (vientos superiores a 117 km/h). Dentro de este último grupo, existen también varias subclasificaciones, siendo la más conocida la de Saffir-Simpson (Simpson and Saffir, 1974): categoría 1 (119-153 km/h), categoría 2 (154-177 km/h), categoría 3 (178-209 km/h), categoría 4 (210-249 km/h) y categoría 5 (>250 km/h).

Cada evento de la base de datos está definido por los parámetros velocidad del viento, presión, velocidad de desplazamiento y localización de la traza en cada instante (<ftp://eclipse.ncdc.noaa.gov/pub/ibtracs/v03r10/all/shp/>).

IBTrACS no proviene de un reanálisis, sino de distintas agencias regionales, nacionales e internacionales, como la NOAA o las agencias de meteorología de Japón y Australia, entre otras. La heterogeneidad de las fuentes de información de las que se alimenta la base de datos IBTrACS le confiere una extensión temporal variable en función de la cuenca oceánica (Figura 2.2). Los registros más longevos corresponden a la cuenca del Índico Sur (desde 1843), seguida por la cuenca del Atlántico Norte (desde 1855), Pacífico Sur (desde 1905) y, por último, las cuencas del Índico Norte, Pacífico Este y Pacífico Oeste (todas ellas con registros desde 1945). Trabajar con esta base de datos de ciclones tropicales históricos nos permite simular globalmente eventos históricos reales y validarlos con datos instrumentales. Sin embargo, estamos limitados a la hora de estudiarlos probabilísticamente en zonas donde el número de ciclones tropicales es escaso.



**Figura 2.2: Trazas de la base de datos IBTrACS divididas por cuencas oceánicas.** La duración de la base de datos de cada cuenca se muestra en el gráfico de la parte inferior izquierda de la imagen. Fuente: Knapp et al., 2010.

### CICLONES TROPICALES SINTÉTICOS

Para cubrir la limitación de escasez de eventos que permitan estudiar probabilísticamente el clima marítimo generado por los ciclones tropicales, han surgido nuevas técnicas estadísticas de generación sintética. Estas técnicas permiten crear artificialmente series temporales de miles de años de duración y asegurar, de esta forma, un número suficiente de eventos para poder estudiarlos siguiendo un enfoque probabilista. Hasta el momento, hay dos trabajos que han contribuido a generar bases de datos teóricas de ciclones tropicales siguiendo dos aproximaciones estadísticas diferentes:

1. Series sintéticas de ciclones generadas a partir de cadenas de Markov de otras series sintéticas (viento) y de modelos deterministas (Emanuel et al., 2006).
2. Series sintéticas basadas en simulaciones aleatorias de Monte Carlo (Nakajo et al., 2014).

El trabajo desarrollado por Emanuel et al., 2006 consistió en generar sintéticamente la traza y la magnitud de los ciclones tropicales. Las trazas se calcularon aplicando el método de las cadenas de Markov (Lange, 2003) y también a partir de series temporales sintéticas de viento. La magnitud se obtuvo a partir de un modelo numérico determinista aplicado a lo largo de cada traza (Emanuel, 2004). Tanto para generar las trazas como para obtener la magnitud de cada tormenta se basaron en la distribución estadística de los parámetros de los ciclones obtenida de la base de datos HURDAT (Jarvinen et al., 1984).

El trabajo llevado a cabo por Nakajo et al., (2014), les permitió generar series sintéticas de ciclones tropicales en todo el mundo. El método utilizado está basado en simulaciones de Monte Carlo, y es conocido como “Stochastic Tropical Cyclone Model” (STCM). Consiste en ir desarrollando secuencialmente ciclones tropicales calculados a partir de distribuciones estadísticas reales (por ejemplo, la base de datos IBTrACS) de sus parámetros: traza, presión mínima a nivel del mar y velocidad de traslación.

## Métodos de generación de olas y marea meteorológica producidas por ciclones

### Simulaciones numéricas

Los modelos numéricos de circulación atmosférica y oceánica, como el ADCIRC (Luettich et al., 1991) o el Delft3D (WL Delft Hydraulics, 2006, 2000), pueden ser utilizados para modelar cada tormenta tropical por separado en mallas numéricas que ocupan toda la zona de impacto del ciclón. Los campos de viento y presión son los forzamientos atmosféricos considerados para alimentar los modelos y generar olas y variaciones de nivel del mar. Estos campos de viento se pueden obtener por medio de medidas instrumentales u observaciones (ej. boyas y satélites), modelos paramétricos (correlaciones estadísticas elaboradas a partir de resultados empíricos) o modelos numéricos de circulación atmosférica de alta resolución. La opción más utilizada y validada (Lin and Chavas, 2012) es la de recurrir a modelos paramétricos que relacionan la velocidad del viento en cada punto (ecuación 2.1, Emanuel, 2012) con los campos de presión y radio máximo de los ciclones ( ecuación 2.2, Holland, 1980).

$$V(r) = \frac{2r(R_m V_m - 0.5fR_m^2)}{R_m^2 + r^2} - \frac{f}{2} \quad (2.1)$$

$$P(r) = (P_n - P_c) \exp \left[ \left( \frac{R_m}{r} \right)^B \right] + P_c \quad (2.2)$$

Donde “ $R_m$ ” es el radio de vientos máximos, “ $f$ ” es el parámetro de Coriolis, “ $r$ ” es la distancia desde el centro de la tormenta al punto donde queramos obtener la velocidad del viento, “ $V_m$ ” es la velocidad máxima del viento, “ $P_c$ ” es la presión atmosférica en el centro del ciclón, “ $P_n$ ” es la presión a una longitud de radio infinita, y “ $B$ ” es el parámetro de Holland (Holland, 1980).

### Aproximaciones estadísticas: “Joint Probability Method” y modelos paramétricos

Cuando se trabaja en grandes dominios y el número de eventos a simular es inabordable computacionalmente, se puede recurrir a técnicas estadísticas que simplifiquen el cálculo de las variables oceanográficas producidas por los ciclones tropicales, como las olas y marea meteorológica. Aquí proponemos dos métodos estadísticos: (1) “Joint Probability Method” y (2) modelos paramétricos.

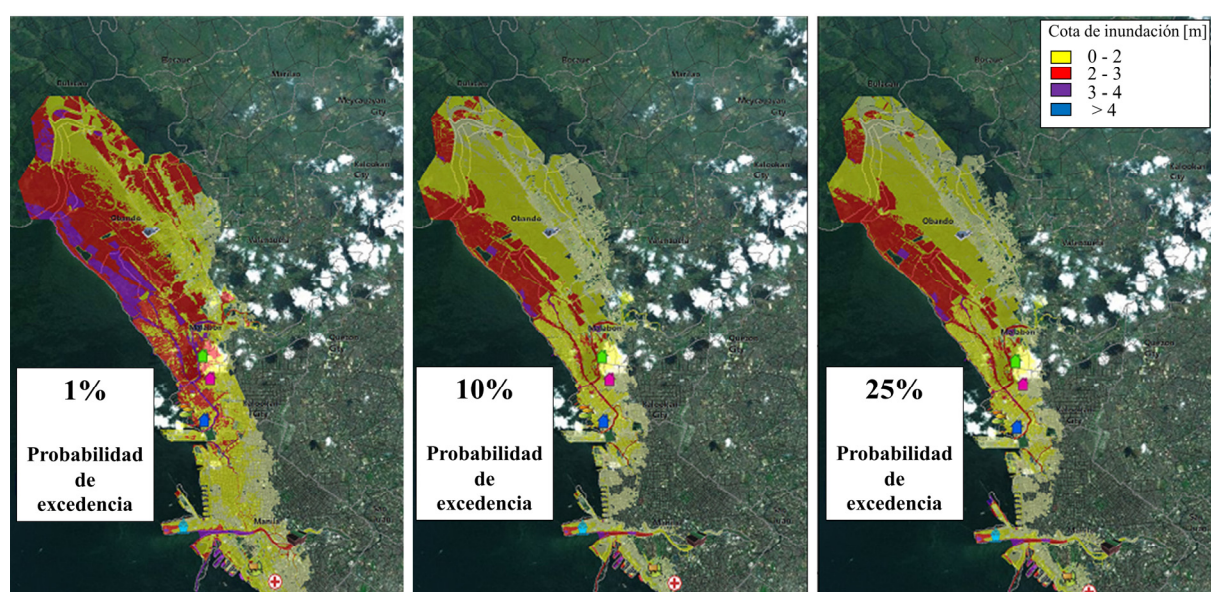
El “Joint Probability Method” (Toro et al., 2010) permite obtener directamente variables oceanográficas (ej. marea meteorológica) y su probabilidad de ocurrencia a partir de una batería de ciclones teóricos pre-ejecutada. Este método se estructura de la siguiente forma:

- (1) Se generan todas las combinaciones posibles de los parámetros que definen un ciclón tropical (radio máximo, presión, velocidad de desplazamiento y traza).
- (2) Se simulan numéricamente cada una de las combinaciones para obtener todas las casuísticas de marea meteorológica en costa.



- (3) Se cruzan los resultados de cada combinación con la distribución estadística real de cada parámetro (obtenida de registros históricos, como IBTrACS) y se asigna una probabilidad de ocurrencia a cada evento.
- (4) Una vez conocida la probabilidad de ocurrencia, se reconstruyen los mapas de distribución espacial de marea meteorológica en la zona de estudio (ver ejemplo en la Figura 2.3).

Para reducir el coste computacional a la hora de ejecutar todos estos ciclones, se utiliza la técnica de clasificación JPM-OS (JPM-Optimal Sampling), que reduce el número de casos a simular y mantiene la representatividad en la muestra seleccionada (Toro et al., 2010).



**Figura 2.3: Inundación por ciclones tropicales sintéticos.** Probabilidad de excedencia de cota de inundación obtenida en la región de Manila a partir de simulaciones sintéticas utilizando el método JPM. Fuente: Tablazon et al., 2015.

Los modelos paramétricos tienen como objetivo correlacionar las variables físicas de los ciclones tropicales con las dinámicas marinas generadas. Podemos aplicar modelos ya existentes de altura de ola y marea meteorológica (Alves et al., 2004; Lee et al., 2017; McLaughlin, 2014; Panchang et al., 2013; Young, 1988; Young and Vinoth, 2013) o crear nuevos modelos a partir de datos de campo o a partir de simulaciones numéricas que cubran un amplio espectro de casos. Para crear estos nuevos modelos paramétricos debemos seguir los siguientes pasos:

- (1) Simular en una zona piloto un amplio rango de ciclones tropicales mediante modelos numéricos de alta resolución (ej. Delft3D o ADCIRC) para tener cubierta toda la casuística de velocidades de viento, trazas y velocidades de desplazamiento que se puedan dar en el mundo.
- (2) Elegir un modelo de regresión (por ejemplo el de la ecuación 2.3) predictivo de las variables meteoceanográficas objetivo “Y” (altura de ola, periodo, marea meteorológica o duración del pico de la tormenta), a partir de parámetros del ciclón “X<sub>i</sub>” (distancia mínima de la traza al punto donde se quieran calcular las dinámicas, velocidad del viento, velocidad de desplazamiento y dirección del viento en el punto objetivo).

- (3) Validar el modelo predictivo con datos instrumentales en una zona distinta a donde se extrajeron los datos para generarlo.
- (4) Aplicar el modelo a nuestra zona de estudio y obtener la distribución espacial de las variables oceanográficas producidas por cada ciclón tropical a analizar.

$$Y = a_0 + a_1 \cdot X_1^{\alpha_1} + a_2 \cdot X_2^{\alpha_2} + \dots + a_n \cdot X_n^{\alpha_n} \quad (2.3)$$

Vamos a utilizar este método en aplicaciones posteriores para aprovechar las ejecuciones numéricas realizadas a escala nacional (capítulo 4) y, así, simplificar el cálculo de las dinámicas marinas generadas por ciclones tropicales en otras localizaciones y a otras escalas (capítulo 5). En el capítulo 5 explicaremos con más detalle las variables elegidas para ajustar el modelo de regresión, a partir de datos obtenidos de simulaciones numéricas de ciclones tropicales históricos y sintéticos en Filipinas.

### 2.2.3 Forzamientos astronómicos: marea astronómica

La posición relativa del conjunto Tierra-Luna-Sol produce variaciones diarias de nivel del mar conocidas con el nombre de marea astronómica. La marea astronómica es determinista, es decir, son oscilaciones periódicas que se pueden predecir porque conocemos sus forzamientos, representados por componentes armónicas de la oscilación. Por tanto, se pueden generar bases de datos de marea astronómica en cualquier punto del planeta utilizando, por ejemplo, las componentes del modelo global de mareas TPXO7.2. Esta versión es la que mejor ajusta las ecuaciones de marea de Laplace y los datos medios de TOPWX/Poseidon (Egbert et al., 1994; Egbert and Erofeeva, 2002). En ella se incluyen ocho componentes primarias (M2, S2, N2, K2, K1, O1, P1, Q1), dos componentes de largo periodo (Mf, Mm) y tres componentes no lineales (M4, MS4, MN4) (Schureman, 1924). Las componentes de la marea están distribuidas en una malla global de 0,25° de resolución (aproximadamente cada 25 km) y han sido utilizadas para reconstruir series temporales horarias en cualquier lugar del mundo, haciendo uso de la herramienta T-Tide (Pawlowicz et al., 2002). El resultado de esta reconstrucción es la serie histórica GOT (Global Ocean Tides), que contiene registros horarios de marea desde 1900 hasta 2100.

### 2.2.4 Forzamientos tectónicos: tsunamis y subsidencia

Los dos fenómenos que contribuyen a la inundación, ambos de origen tectónico, son las olas producidas por tsunamis y los hundimientos o levantamientos de tierra que modifican el nivel del mar local, dando lugar al fenómeno conocido como subsidencia.

La subsidencia es, frecuentemente, un fenómeno de origen tectónico debido a la convergencia o divergencia de placas tectónicas que producen el hundimiento o levantamiento de la litosfera. También

puede ser debido al cese de la actividad volcánica (formación de atolones) o al asentamiento de cuencas sedimentarias, generalmente acelerado por la actividad humana mediante explotaciones petroleras, drenaje del suelo, etc. (Syvitski et al., 2009). Cuando la subsidencia supone un hundimiento, se produce un aumento relativo del nivel del mar. Las consecuencias directas de este fenómeno han podido observarse por ejemplo en Tokio, Shanghai y Bangkok, donde ha llegado a acumularse un descenso del terreno a lo largo del siglo XX de 5 m, 3 m y 2 m, respectivamente (R J Nicholls et al., 2007). En Holanda, por ejemplo, la subsidencia es la razón por la que 9 millones de personas viven bajo el nivel del mar (Kabat et al., 2009). El incremento de la subsidencia aumenta también el riesgo asociado a tormentas marinas y potencia el impacto del cambio climático sobre la subida del nivel medio del mar (Mazzotti et al., 2009). Además de tener una incidencia directa sobre el nivel del mar local, tiene graves implicaciones sobre los ecosistemas costeros, ya que se modifican las condiciones de profundidad del hábitat obligándolos a adaptarse para sobrevivir (Kirwan et al., 2010).

Conocer con exactitud la distribución global de la subsidencia mejoraría las predicciones de aumento relativo del nivel medio del mar (RSLR) y las proyecciones de conservación de ecosistemas litorales. Pese a ser una variable fundamental en el análisis de riesgo de inundación costera, no hay disponibles mapas globales que recojan con precisión la magnitud y distribución de esta variable (Erkens and Sutanudjaja, 2015). Tan solo hay mediciones locales repartidas por todo el mundo cuya heterogeneidad no permite utilizarlas de manera consistente a escala global, y su uso se limita a estudios locales.

La mejor aproximación para aplicar una tasa de subsidencia anual repartida por todo el mundo se encuentra en la base de datos DIVA-GIS (Vafeidis et al., 2006) (<http://www.diva-gis.org/gdata>), basada en el ajuste glacial-isostático de Peltier (2000), sumado a una estimación de 2mm/año de hundimiento de las zonas deltaicas. Para el estudio de proyecciones futuras de nivel del mar usaremos esta base de datos de subsidencia.

Los tsunamis, también de origen tectónico, son eventos puntuales que ocurren por movimientos rápidos de la corteza oceánica y que transmiten repentinamente una gran cantidad de energía al océano, dando lugar a olas que en la costa tienen un gran poder destructivo. Aunque hay ecosistemas, como los manglares, que han demostrado su potencial para mitigar los efectos de los tsunamis (Kathiresan and Rajendran, 2005; Laso Bayas et al., 2011), al tratarse de eventos muy puntuales y escasos, será difícil estudiarlos probabilísticamente. Por tanto, no vamos a incorporar este fenómeno en la metodología de valoración de servicios ecosistémicos.

### 2.2.5 Nivel del mar y cambio climático

Del Nivel Medio del Mar se tienen, desde el año 1950, registros globales en los que se ha observado una tendencia de aumento constante, acentuada en la última década por el incremento de emisión de gases de efecto invernadero (Church et al., 2004). Esta serie histórica con resolución espacial de 1° y resolución temporal mensual sirve también para extrapolar tendencias futuras de corto y medio plazo (<30 años) de nivel del mar que reflejen los efectos del cambio climático. Además de la extrapolación de tendencias limitadas a 30 años, cuando se quiere resolver proyectos de largo plazo (año 2100, por ejemplo), se recurre a proyecciones basadas en escenarios de emisión de gases de efecto invernadero del IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático), o en RCP's ("Representative Concentration Pathways"). Estas proyecciones han sido regionalizadas, de tal forma que, para los distintos RCP's y en cada zona de costa del mundo, se puede conocer la proyección prevista de aumento de nivel del mar del periodo 2081-2100 (Slangen et al., 2014).

## 2.3 Paso 2: Propagación de las dinámicas “offshore” hasta el ecosistema

Hay variables atmosféricas, como los ciclones tropicales, y meteoceanográficas, como el oleaje, que pueden sufrir transformaciones desde el punto de origen donde están definidas (dinámicas “offshore”) hasta la zona adyacente a los ecosistemas. Otras componentes, como la marea astronómica, no sufren cambios al propagarse a grandes profundidades. El proceso de acercar las dinámicas marinas hasta la costa recibe el nombre de “downscaling” (reducción de la escala). En función de la técnica utilizada, existen tres tipos de downscaling: dinámico, estadístico e híbrido. Nuestra propuesta sugiere que dichos métodos se apliquen, en este segundo paso, solo a aquellas variables susceptibles de sufrir transformaciones importantes antes de propagarse a través de los ecosistemas. Por tanto, en esta fase de la metodología vamos a hacer un downscaling de los ciclones tropicales (campos de viento y presión), de las olas generadas por estos y también del reanálisis histórico de oleaje en profundidades indefinidas de la serie GOW 2 (Perez et al., 2017). Asumiremos que las componentes de nivel (marea meteorológica y marea astronómica) no sufren variaciones entre el punto de origen (“offshore”) y el punto objetivo (antes del ecosistema). Las alternativas que tenemos para hacer el “downscaling” son las siguientes:

- **“Downscaling” dinámico:** Este primer método permite reducir la escala espacial resolviendo numéricamente los procesos físicos que intervienen (Rusu et al., 2008). Es, por tanto, una técnica que requiere el uso de modelos numéricos de resolución variable, en función del nivel de detalle que se quiera alcanzar y del proceso a modelar. Por ejemplo, para la generación y propagación de olas se pueden utilizar modelos como SWAN (<1 km); o como WAM o

WaveWatch (>1 km); e incluso formulaciones analíticas, como la Ley de Snell para el oleaje, que simplifican enormemente el coste computacional de cálculo y son aplicables a cualquier escala. En el caso de ciclones tropicales, existen modelos que simulan la interacción atmósfera-oceano, generando el oleaje y la marea meteorológica a partir de datos de campos de presión, vientos y trayectorias de huracanes. El modelo SLOSH, de la “Hurricane Research Division” (NOAA), el modelo HWRF (“Hurricane Weather Research and Forecasting”), utilizado por NCEP (NOAA), y el modelo ADCIRC (Luetlich et al., 1991) son ejemplos de ello.

- **“Downscaling” estadístico:** En este caso se olvidan los procesos físicos que intervienen en la propagación del oleaje y la marea meteorológica, y se busca una relación estadística entre las dinámicas “offshore” (predictor) y las dinámicas “nearshore” (predictando) propagadas hasta el ecosistema. Para ello se utilizan modelos de regresión lineal (correlación canónica, descomposición de valor singular y relaciones lineales múltiples) o no lineal (redes neuronales). La principal limitación del “downscaling” estadístico radica en considerar constantes en el tiempo las relaciones establecidas entre variables, lo cual añade incertidumbre si se aplican, por ejemplo, a escenarios futuros de cambio climático.
- **“Downscaling” híbrido:** El tercer método de “downscaling” combina herramientas estadísticas y modelos numéricos para propagar olas y marea con un coste computacional de hasta 1.000 veces inferior al “downscaling” dinámico, pero mejorando la precisión de las predicciones que daría un “downscaling” estadístico (Camus et al., 2011a). Este método se ha convertido en el principal recurso para abordar cualquier problema de Ingeniería de Costas que requiera obtener series históricas extensas (>20 años) a alta resolución (50-500m), permitiendo realizar extrapolaciones a futuro u obtener regímenes extremos que predigan escenarios de cambio climático. Un downscaling híbrido tiene tres fases: selección, propagación y reconstrucción. Aplicado al oleaje, en primer lugar se seleccionan los casos representativos de alturas de ola, periodos y direcciones, con el objetivo de reducir las dimensiones del problema mediante una de estas tres técnicas estadísticas: SOM (“Self-Organizing Maps”), K-MEANS y MDA (“Maximum Dissimilarity Algorithm”). La técnica MDA es la más utilizada para resolver problemas de selección de datos de olas y niveles porque es capaz de recoger en la muestra los estados de mar extremos, de tal forma que, al reconstruir el clima marítimo, no se subestimen los eventos potencialmente más dañinos. Estudios realizados han demostrado que 60 años de datos de oleaje (del orden de 500.000 estados de mar) quedan adecuadamente representados por 500 casos representativos seleccionados con el algoritmo MDA (Camus et al., 2011b). En segundo lugar, después de reducir el número de estados de mar se utilizan modelos numéricos o formulaciones semiempíricas para propagar únicamente los casos seleccionados hasta la zona de interés (“downscaling” dinámico). Por último, mediante técnicas de interpolación RBF, se reconstruye la serie histórica en el punto objetivo (Hardy, 1990).

El método que mejor se adapta para el estudio probabilístico de alta resolución del servicio de protección frente a inundación costera que proporcionan los ecosistemas marinos es el downscaling híbrido, porque al combinar técnicas estadísticas de clasificación con modelos de procesos podemos simular un amplio espectro de dinámicas a escala global, cubrir series temporales de varios años y modelar los procesos físicos con herramientas numéricas de alta resolución.

El resultado final de esta fase de la metodología será la disponibilidad de series temporales de oleaje (debidas a ciclones tropicales y a clima regular), marea meteorológica (debidas a ciclones y a clima regular), viento de ciclones tropicales y nivel del mar total (suma de nivel medio, marea astronómica, meteorológica y, en caso de proyecciones futuras, el aumento del nivel por cambio climático, Slangen et al., 2014).

## **2.4 Paso 3: Propagación de las dinámicas sobre el ecosistema**

En este tercer paso es donde se tiene en cuenta el efecto de los ecosistemas como barreras para frenar las dinámicas que producen inundación en costa. Partimos de las dinámicas llevadas hasta el inicio de los ecosistemas desde profundidades indefinidas, y fijamos como objetivo calcular la cota de inundación (el nivel total de agua en costa) que se produce tras propagar esas dinámicas a través de los ecosistemas hasta la costa (ecuación 2.3).

La cota de inundación (CI) se define como la variación de nivel (positiva o negativa) respecto al nivel medio del mar local. Es importante utilizar referencias locales para medir la cota de inundación, y así poder cuantificar los efectos reales en la zona de estudio. Las componentes de la cota de inundación, referida al nivel medio del mar local, son las siguientes (consultar el APÉNDICE B para una definición más detallada de las componentes de la cota de inundación): subsidencia (S), aumento del nivel medio del mar debido al cambio climático (SLR), marea astronómica (AT), marea meteorológica (SS) y Run-up (Ru). El Run-up es el resultado de la suma de tres componentes: “Set-up” o sobreelevación estática, “Swash” o ascenso-descenso de corto periodo y “Surf-Beat” o ascenso-descenso de largo periodo. No todas estas componentes responden a las mismas escalas espaciales y temporales, ni a los mismos forzamientos, y tampoco están gobernadas por los mismos procesos físicos. Pero lo que más nos interesa es saber cuán sensibles son las componentes que determinan la cota de inundación ante la presencia de arrecifes de coral (Ferrario et al., 2014) y manglares (Mcivor et al., 2012b, 2012a), y cuán sensibles son los ecosistemas ante variaciones en las componentes del nivel del mar local en costa (Fabricius et al., 2013; Harmelin-Vivien, 1994; Puotinen et al., 2016; Woodley et al., 1981). Si asumimos la hipótesis de

que la cota de inundación se calcula como suma lineal de sus componentes, obtenemos la expresión mostrada en la ecuación 2.4.

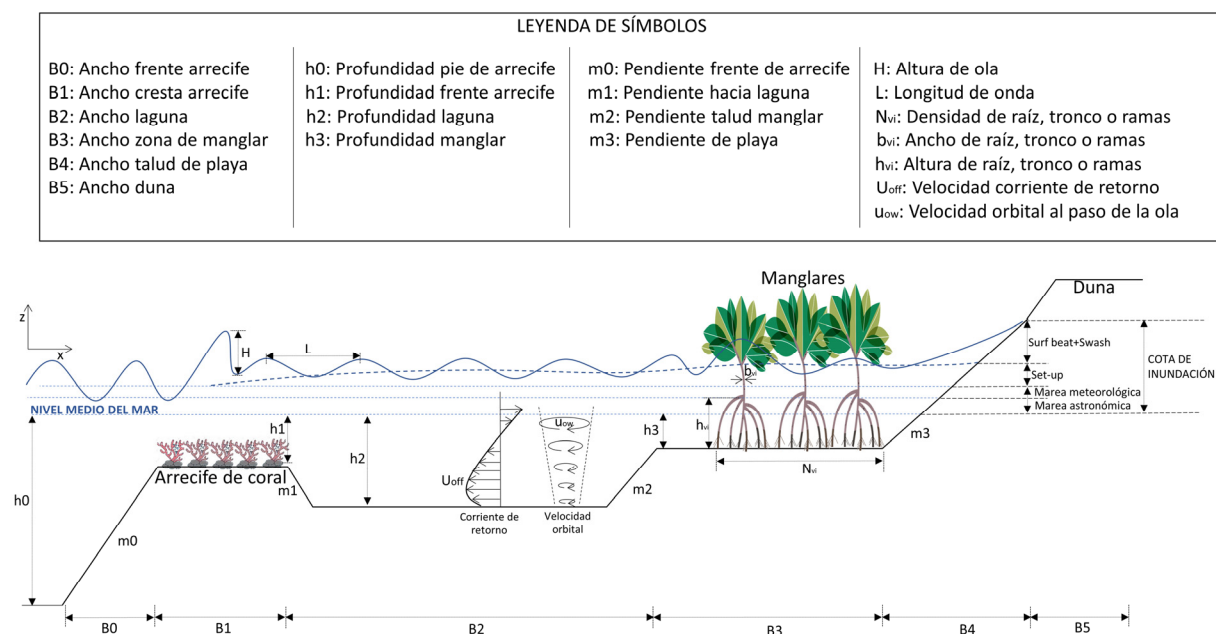
$$CI = AT + SS + \underbrace{Set-up + Swash + Surf-Beat}_{Run-up} + SLR + S \quad (2.4)$$

De los términos que aparecen en la expresión de la cota de inundación (ecuación 2.4), el set-up, swash y surf-beat son la contribución de las olas. El set-up es la sobreelevación estática de nivel del mar que se produce cuando las olas rompen. La disipación de energía al romper provoca una descompensación de presiones entre la zona pre-rotura (mayor presión) y la zona post-rotura (menor presión). Para equilibrar este gradiente de presiones el nivel del mar se eleva después de la rotura dando lugar al set-up. El swash es la componente de ascenso y descenso de las olas de corto periodo sobre el talud de la playa. El surf-beat es la componente de ascenso y descenso de las ondas infragravitatorias sobre el talud de la playa. Se produce en periodos de 1 a 5 minutos como consecuencia de la onda larga, inicialmente ligada a los grupos de olas de corto periodo, liberada cuando el tren de olas se acerca a la costa.

Aunque en algunos modelos anteriormente descritos, tales como SWAN, Delft3D, ADCIRC y otros, es posible parametrizar el efecto de los ecosistemas vegetales y corales sobre el flujo, el objetivo propuesto de analizar el riesgo de inundación de manera probabilista y a diferentes escalas requiere simplificaciones en la forma de modelar la interacción de la hidrodinámica con el ecosistema. La primera simplificación consiste en simular los procesos físicos de interacción de las dinámicas con la vegetación unidimensionalmente, es decir, en perfiles. Los perfiles se trazan desde la costa hacia el mar, cortando perpendicularmente el ecosistema y llegando hasta una profundidad mínima de 50 metros. De esta forma aseguramos que las olas propagadas desde profundidades indefinidas no han empezado a notar el efecto del fondo. Aunque la transformación de olas y mareas en zonas someras son procesos bidimensionales, con una correcta orientación de los perfiles (en la dirección del máximo gradiente batimétrico) y una discretización suficiente (al menos uno cada dos kilómetros), reducimos la incertidumbre asociada al hecho de tratar un problema 2D como si fuera 1D (para más información sobre el efecto de la discretización de la costa consultar el capítulo 6).

El modelo de estudio sobre el que se van a reproducir matemáticamente los procesos físicos que intervienen en la propagación de olas y mareas en presencia de ecosistemas se muestra en la Figura 2.4. En ella se representa un perfil tipo, genérico y bidimensional (2DV). La coordenada “x” marca la orientación desde el mar hacia la costa, y la coordenada “z”, referida al nivel medio del mar en reposo, marca la orientación vertical en sentido ascendente. En el croquis solo están dibujadas las variaciones de nivel del mar de corto plazo y medio plazo. Estas variaciones incluyen los procesos que se desarrollan en escalas de tiempo que van desde segundos (componentes de ascenso-descenso o “run-up”: “set-up”

del oleaje + “swash” + “surf-beat”), minutos (marea meteorológica) y horas (marea astronómica). El aumento del nivel medio del mar debido al cambio climático y a la subsidencia, que son contribuciones de largo plazo, no están presentes en la Figura 2.4, pero sí contribuyen a la cota de inundación, tanto directa (se suma linealmente al nivel medio) como indirectamente (un mayor calado modifica la propagación de olas y marea meteorológica). La Tabla 2.2 muestra, gráficamente con flechas, el efecto de la presencia de ecosistemas sobre cada componente de nivel (columna “e”), y viceversa, la respuesta del ecosistema ante cambios en la magnitud de dichas componentes (columna “f”). En el APÉNDICE B se describe con más detalle cada componente de la cota de inundación.

















**Figura 2.4: Parametrización de un perfil tipo con ecosistemas de arrecifes de coral y manglar.** Fuente: Elaboración propia.

Los arrecifes de coral son estructuras rugosas y sumergidas que reducen la altura de las olas mediante dos mecanismos: (1) por rotura y (2) por fricción.

(1) La reducción de altura de ola por rotura se debe al rápido peraltamiento por un cambio brusco de profundidad en el frente del arrecife. (2) La disminución de altura de ola por fricción de fondo se debe a la rugosidad de la estructura de coral que incrementa el rozamiento entre el flujo de agua y el lecho marino (Lowe et al., 2005; Sheppard et al., 2005). Ambos mecanismos de disipación de oleaje tienen consecuencias sobre otras componentes de nivel, como el set-up en costa que disminuye en presencia de los ecosistemas, porque las olas llegan casi totalmente disipadas a la orilla (Franklin et al., 2013). También se ve disminuido el run-up dinámico de agua sobre el talud, tanto la componente de corto periodo debida a las olas de viento o “swash” (entre 1 y 25 segundos de periodo) como la componente infragravitatoria o “surf-beat” (entre 30 segundos y 5 minutos de periodo, Peláez-Zapata et al., 2018).



Los manglares, al ser ecosistemas emergidos que actúan en toda la columna de agua, son capaces de disipar la altura de ola (Brinkman, 2006), la marea meteorológica (Zhang et al., 2012) y, consecuentemente, la cota de inundación (Tang et al., 2017). Su gran capacidad disipativa se debe a la resistencia hidrodinámica de sus raíces, tronco y ramas, así como a la escasa profundidad a la que se encuentran, y a la superficie que ocupan, superior a la de los frentes arrecifales.

(a) Componente	(b) Forzamiento	(c) Escala temporal	(d) Procesos físicos	(e) Respuesta ante ecosistemas		(f) Respuesta de los ecosistemas	
				Arrecifes de coral	Manglares	Arrecifes de coral	Manglares
Subsidencia	Placas tectónicas	Largo plazo (años)	Movimientos tectónicos	=	=	 	 
Nivel Medio del Mar	Cambio Climático	Largo plazo (años)	Expansión térmica de los océanos Derretimiento de los hielos	=	=		 
Marea Astronómica	Gravedad Sol-Tierra-Luna	Medio plazo (horas)	Fuerzas gravitatorias	=	=	=	=
Marea Meteorológica	Viento Gradiente de presión	Medio plazo (horas)	Tensión tangencial del viento Gradiente de presión atmosférica	=		=	=
"set-up"	Oleaje	Corto plazo (segundos)	Gradientes de altura de ola			=	=
Surf Beat	Oleaje de largo periodo	Corto plazo (segundos)	Ondas infragravitatorias			=	=
Swash	Oleaje de corto periodo	Corto plazo (segundos)	Gradientes de altura de ola			=	=

**Tabla 2.2: Componentes de la cota de inundación y sus principales características.** La tabla muestra la sensibilidad de la cota de inundación ante la presencia de ecosistemas, y viceversa, la sensibilidad de los ecosistemas ante las componentes de cota de inundación. En la columna "Respuesta ante ecosistemas", la orientación de las flechas indica si la componente de nivel aumenta (flecha hacia arriba), no cambia (=) o disminuye (flecha hacia abajo). Y en la columna "Respuesta de los ecosistemas", la orientación de las flechas indica si el ecosistema se degrada (flecha hacia abajo), se mantiene inalterado (=) o se adapta (flecha hacia arriba). Fuente: Elaboración propia.

### 2.4.1 Ecuación de balance del flujo de energía: Propagación de oleaje

La representación matemática de los procesos físicos de propagación de olas a través de arrecifes de coral y manglares se hace mediante un modelo de conservación estacionaria del flujo de energía (Ecuación 2.5).

$$\frac{\partial F_e}{\partial x} = -(D_b + D_{f\_fondo} + D_v) \quad (2.5)$$

La ecuación de balance de flujo de energía en la dirección perpendicular a la costa está promediada en el tiempo e incluye tres términos que representan la tasa de disipación: por rotura ( $D_b$ ), por fricción de fondo ( $D_{f\_fondo}$ ) y por vegetación ( $D_v$ ). Una de las principales hipótesis de este modelo es asumir que la pérdida de energía total es la suma lineal de los términos de disipación. Esto es debido a la dificultad para identificar físicamente la contribución de cada término cuando la ola está rota a lo largo del campo de vegetación (Mendez and Losada, 2004). En teoría lineal, para un oleaje irregular el flujo de energía ( $F_e$ ) depende de la celeridad de grupo ( $C_g$ ), de la altura de ola ( $H$ ) y de la dirección del oleaje ( $\cos \alpha$ ) (Ecuación 2.6, donde “n” es el número de onda, y “g” es la aceleración de la gravedad).

$$F_e = E_w \cdot C_g \cdot \cos \alpha = \frac{1}{8} \cdot \rho \cdot g \cdot H^2 \cdot n \cdot C \cdot \cos \alpha \quad (2.6)$$

### DISIPACIÓN POR ROTURA DEL OLAJE

El término de disipación por rotura del oleaje ( $D_b$ ) ha sido modelado históricamente por muchos autores. Aquí adoptaremos la expresión de Thornton and Guza, (1983), según la cual el coeficiente “ $D_b$ ” es proporcional a “ $H_{rms}^7$ ” e inversamente proporcional a un coeficiente de rotura ( $\gamma^4$ ), según se muestra en la ecuación 2.7. Este coeficiente representa el ratio entre la altura de ola en rotura ( $H_b$ ) y la profundidad ( $h$ ), expresándose de la siguiente forma: “ $\gamma = H_b/h$ ”. Como se desconoce, a priori, la altura de ola en rotura, el coeficiente “ $\gamma$ ” debe ser hallado empíricamente. Existen muchas propuestas para este coeficiente que, en playa, adopta un valor del orden de  $\gamma = 0,6-0,8$ . Sin embargo, la presencia de ecosistemas supone añadir una rugosidad adicional al fondo que favorece un peraltamiento rápido de la ola, anticipando su rotura. Por tanto, el valor de este coeficiente sobre un arrecife de coral es menor que sobre un fondo arenoso. En el caso específico de los corales, se utilizará la ecuación propuesta por Yao et al., (2013), válida para profundidades menores de 2,8 veces la altura de ola significativa “ $H_s$ ” (ecuación 2.8). Esta situación es muy probable que se dé sobre un arrecife, donde el rango de profundidades de la cresta oscila entre 1 y 3 metros (Gourlay and Colleter, 2005), lo que significa que la expresión modificada del parámetro de rotura (ecuación 2.8) puede usarse cuando la altura de ola sea superior a 0,36 m y 1,07 m respectivamente. Otro coeficiente semiempírico presente en la ecuación 2.7 es el parámetro “B”, que representa la fracción de espuma que se genera en el “bore” de la ola cuando rompe. Un valor típico de este parámetro, asumiendo que el “bore” está perfectamente desarrollado, es “ $B=1$ ”. Este valor ha sido ampliamente utilizado para fondos arenosos, aunque todavía no está claro cuál es el efecto que tendría sobre él la vegetación.

$$D_b = \frac{3\sqrt{\pi}}{16} \cdot \rho \cdot g \cdot \frac{B^3 \cdot f_p}{\gamma^4 \cdot h^5} \cdot H_{rms}^7 \quad (2.7)$$

$$\gamma_{veg} = 0,23 \cdot \tanh \left[ 2,3143 \cdot \left( 1,4 - \frac{h}{H} \right) + 3,6522 \right] \quad 0 < \frac{h}{H} < 2,8 \quad (2.8)$$

### DISIPACIÓN POR FRICCIÓN DEL FONDO

La tasa de disipación por fricción del fondo ha sido parametrizada por muchos autores. Thornton and Guza, 1983 (ecuación 2.9), propusieron una ecuación proporcional al cubo de la altura de ola cuadrática media ( $H_{rms}^3$ ), en la que el parámetro de fricción ( $f_w$ ) es función de la rugosidad del fondo marino ( $K_s$ ) y de la máxima velocidad horizontal ( $U_b$ ) de la capa límite en suelos arenosos, y donde el orden de magnitud del coeficiente de fricción oscila entre " $f_w=0,01-0,08$ " (Nelson, 1996; Nielsen, 1992). En presencia de vegetación, " $D_{f\_fondo}$ " es pequeño si lo comparamos con otros mecanismos de disipación, por lo que se puede despreciar su contribución a la atenuación del oleaje (Nepf, 1999).

$$D_{f\_fondo} = \frac{f_w}{16\sqrt{\pi}} \cdot \rho \cdot g \cdot \left( \frac{\sigma}{\sinh(kh)} \right)^3 \cdot H_{rms}^3 \quad (2.9)$$

### DISIPACIÓN POR VEGETACIÓN

En el término de disipación por vegetación ( $D_v$ ) es donde se modelan los procesos físicos de interacción ola-ecosistema. Como se ha explicado, los arrecifes de coral disipan el oleaje predominantemente por fricción, y los manglares lo hacen por fuerzas de arrastre de presión. Por tanto, en función del tipo de ecosistema, el coeficiente " $D_v$ " adopta una u otra expresión.

Arrecife de coral: Coeficiente de fricción equivalente (Ecuación 2.10). En el caso de un arrecife de coral, el coeficiente de disipación por vegetación ( $D_v$ ) adopta la misma expresión general que el coeficiente de disipación por fondo ( $D_f$ ), pero aplicando un coeficiente de fricción aumentado por la presencia del ecosistema. Este coeficiente de fricción equivalente ( $D_{f\_coral}$ ) depende directamente de la rugosidad del arrecife, y ha sido históricamente obtenido para diferentes estados de conservación coralinos (Sheppard et al., 2005). Se trata de una solución muy útil, aplicable también a otros ecosistemas, como por ejemplo las praderas submarinas (Möller, 2006). Cuando las estructuras del ecosistema son muy complejas y heterogéneas (arrecifes de coral), es difícil obtener una geometría representativa. En estos casos, utilizar un coeficiente de fricción equivalente para representar la rugosidad del ecosistema es una aproximación que simplifica mucho el problema, pero que obliga a tener que calibrarlo según el estado de conservación del ecosistema para que el modelo se acerque a la realidad.

La extensión de este coeficiente ( $f_w$ ) para representar la rugosidad de un arrecife de coral se basa en la hipótesis de que la capa límite generada sobre el arrecife es rugosa. En presencia de este ecosistema, el coeficiente de fricción puede ser hasta un orden de magnitud superior ( $f_{w\_coral}=0,2$ ) que el valor típico utilizado para fondos arenosos ( $f_w=0,01$ ), como así han demostrado varios autores (Lowe et al., 2005; Sheppard et al., 2005). En resumen, el efecto de la disipación de energía del oleaje por fricción del ecosistema es muy dependiente del coeficiente que se elija y, por tanto, debe ser calibrado previamente y validado con datos empíricos de campo o laboratorio. Una de las propuestas más aceptadas por la

comunidad científica es la de Sheppard et al., 2005, que obtuvo diferentes coeficientes de fricción según el estado de conservación del coral (Tabla 2.3).

$$D_v = D_{f\_coral} = \frac{f_{w\_coral}}{16\sqrt{\pi}} \cdot \rho \cdot g \cdot \left( \frac{\sigma}{\sinh(kh)} \right)^3 \cdot H_{rms}^3 \quad (2.10)$$

Estado del Arrecife de Coral	% de degradación	Coefficiente de fricción ( $f_w$ )
Coral muerto (fondo arenoso)	100	0,08
Sustrato rocoso	75-100	0,1
Sustrato rocoso con algas	75-100	0,1
Sustrato rocoso + restos de coral	50-100	0,12
Coral vivo o coral muerto no erosionado (>30cm de alto)	75-100	0,14
Coral vivo o coral muerto no erosionado (>30cm de alto)	50-75	0,16
Coral vivo o coral muerto no erosionado (>30cm de alto)	25-50	0,18
Coral vivo o coral muerto no erosionado (>30cm de alto)	10-25	0,2

**Tabla 2.3: Coeficientes de fricción de arrecifes de coral según su estado de conservación.** Fuente: Adaptación de la tabla de Sheppard et al., 2005.

Manglar: Coeficiente de arrastre (Ecuación 2.11). La aproximación utilizada para el modelado de la interacción del flujo al paso de una ola con un bosque de manglares consiste en aplicar el coeficiente de arrastre (Anderson et al., 2011). Este modelo tiene en cuenta las características geométricas (forma, distribución de raíces, tronco y ramas en toda la columna de agua) y propiedades físicas (flotabilidad, densidad y rigidez) del ecosistema, en parte recogidas en el parámetro  $C_{DP}$ . Esto obliga a definir con detalle el campo de vegetación, lo que resulta complicado cuando no hay disponibilidad de datos al respecto.

Han sido múltiples las aplicaciones de este tipo de aproximación, no solo para manglares, sino también para otro tipo de plantas marinas sumergidas cuya interacción con el flujo de agua es similar (Asano et al., 1992; Dalrymple et al., 1984; Kobayashi et al., 1993; Lima et al., 2007; Lowe et al., 2007; Méndez et al., 1999a; Mendez and Losada, 2004; Mullarney and Henderson, 2010). Como se ha explicado anteriormente, el punto de partida consiste en asumir que la disipación de energía del oleaje en presencia de manglares se debe al trabajo de las fuerzas de presión. Aunque estas fuerzas actúan en las tres direcciones del espacio, se puede despreciar la acción vertical, pues las velocidades en esta dirección en condiciones de profundidades reducidas son muy pequeñas en comparación con la componente horizontal (Figura C1, APÉNDICE C). Se trata, por tanto, de considerar el medio como disipativo anisótropo, lo cual simplifica enormemente su estudio y modelado, limitándolo exclusivamente al plano horizontal (Asano et al., 1992; Dalrymple et al., 1984; Dubi and Tørum, 1997; Méndez et al., 1999b). Una de las expresiones más utilizadas para modelar la tasa de disipación por vegetación ejercida por las fuerzas de arrastre de presión es la propuesta por Mendez and Losada, 2004, quienes adaptaron la formulación de Dalrymple et al., 1984 para oleaje irregular asumiendo una distribución de las alturas de ola tipo Rayleigh (ecuación 2.11).

$$D_v = \frac{2}{2\sqrt{\pi}} \cdot \rho C_{DP} N b_v \left( \frac{kg}{2\sigma} \right)^3 \left[ \frac{\sinh^3 kah + 3 \sinh kah}{3k \cosh^3 kh} \right] H_{rms}^3 \quad (2.11)$$

El coeficiente " $\alpha$ " representa la altura relativa de cada elemento de la planta respecto a la profundidad " $h$ " ( $\alpha = h_{planta}/h$ ); " $N$ " es el número de obstáculos (raíces, troncos o ramas) por unidad de superficie y " $b_v$ " es el ancho del elemento estructural con el que está interaccionando el flujo. Esta parametrización permite particularizar la tasa de disipación para cada uno de los distintos elementos verticales de la planta, lo cual es especialmente útil a la hora de modelar campos de manglar que suelen presentar una estructura vertical bien diferenciada (raíces, tronco y ramas). Además, también permite tener en cuenta las partes de la planta implicadas en la interacción con el flujo para distintos niveles del mar. Al igual que sucede con el coeficiente de fricción de fondo ( $f_w$ ) en arrecifes de coral, el coeficiente de arrastre ( $CDP$ ) es un parámetro que intrínsecamente incluye las características geométricas de la planta y el flujo (ecuación 2.12). Han sido muchas las propuestas de parametrización del coeficiente  $CDP$ , que habitualmente ha sido estimado en función del número de Reynolds. Sin embargo, otros estudios han demostrado que se ajusta mejor al número de Keulegan-Karpenter (ecuación 2.12) (Mendez and Losada, 2004). Este número adimensional está definido como " $KC = u_c T_p / b_v$ ", donde " $u_c$ " es la máxima velocidad horizontal de las partículas al paso de las olas, medida en medio del campo de vegetación, y " $T_p$ " el periodo de pico.

$$C_{DP} = \exp[-0,0138(KC/\alpha^{0,76})]/[KC^{0,3}/\alpha^{0,76}] \quad (2.12)$$

## 2.4.2 Modelo de Run-up en costa

### SET-UP ESTÁTICO Y CORRIENTES DE RETORNO POR ROTURA DEL OLEAJE

Las ecuaciones que gobiernan el comportamiento de las olas y niveles surgen a partir de dos principios físicos fundamentales:

(1) Principio de conservación de momento (ecuación 2.14): Partimos de que las olas, al propagarse hacia la costa, interaccionan con los obstáculos que se encuentran y van cambiando su forma y su altura (ecuación de balance de flujo de energía, ecuación 2.5). Estos cambios en la altura de ola dan lugar a gradientes de presión que se equilibran de dos formas: (1) con variaciones estáticas (constantes en el tiempo) del nivel medio del mar (set-up:  $\bar{\eta}$ ), y (2) mediante fuerzas opuestas al movimiento (fricción de fondo o presencia de vegetación).

(2) Principio de continuidad o de conservación de la masa: El balance neto de entrada de agua en un volumen de control debe ser equilibrado con un cambio en la columna de agua (Dean and Dalrymple,

1991). Es decir, si el nivel del mar se mantiene constante, significa que el flujo neto de agua es constante en la dirección “x” ¿Y cuánto vale ese flujo neto de agua en la dirección “x”? Conocemos este dato en el contorno de costa, donde el flujo neto es cero, por lo que también debe ser cero en cualquier otro punto. Esto significa que, como las olas al romper generan una entrada de agua hacia la costa (olas+roller, Apotsos et al., 2007; Reniers and Battjes, 1997), debe haber una corriente en sentido contrario (hacia el mar, u “offshore”) que lo compense. A esta corriente se la denomina corriente de retorno ( $U_{off}$ ), cuya expresión se deriva de resolver la ecuación de continuidad, como veremos a continuación (Guannel and Özkan-Haller, 2014), y es importante tenerla en cuenta porque afecta significativamente a la propagación del oleaje.

Por tanto, la ecuación de balance de flujo de energía (ecuación 2.5) debe ser resuelta iterativamente con la ecuación de continuidad o conservación de masa (ecuación 2.13) y con la ecuación de equilibrio de momento (ecuación 2.14) que, a su vez, tiene en cuenta la vegetación ( $F_{DP}$ ) (Augustin et al., 2009; Li and Zhang, 2010; Longuet-Higgins and Stewart, 1964; Longuet-Higgins, 1970).

$$\frac{\partial u}{\partial x} = 0 \quad (2.13)$$

$$\rho \frac{\partial u}{\partial t} + \rho \frac{\partial u^2}{\partial x} + \rho \frac{\partial uw}{\partial z} = -\frac{\partial p}{\partial x} + \left( \frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{zx}}{\partial z} \right) - F_{DP} \quad (2.14)$$

El término " $F_{DP}$ " representa la componente de presión de la fuerza de arrastre (presión dinámica), los términos " $\tau_{xx}$ " y " $\tau_{zx}$ " son las tensiones tangenciales que representan la componente de fricción ( $F_{DF}$ ) de la fuerza de arrastre y " $p$ " es la presión hidrostática.

Se resuelven las ecuaciones 2.13 y 2.14 para obtener las corrientes de retorno (ecuación 2.15, (Guannel and Özkan-Haller, 2014)) y variaciones de nivel {ecuación 2.16, (Longuet-Higgins and Stewart, 1964; Longuet-Higgins, 1970; Svendsen, 2006)} generadas por los gradientes longitudinales de altura de ola en presencia de ecosistemas (Guannel et al., 2015; Mendez and Losada, 2004). Para resolverlas se integran en toda la columna de agua, se promedian temporalmente, se descompone la velocidad en su componente oscilatoria ( $u_{ow}$ ) y media ( $U$ ), y después se aplican las condiciones de contorno dinámicas (flujo irrotacional y fluido incompresible) y cinemáticas (velocidad vertical nula en el fondo). También se asume que la variación temporal de la velocidad del flujo de set-up promediada en toda la columna de agua es cero ( $U=U(x)$ ), por lo cual, en la ecuación 2.14, desaparece el término dependiente del tiempo y se convierte en una ecuación estacionaria, donde el gradiente del tensor de radiación por efecto del oleaje es solamente compensado por las tensiones tangenciales u otras fuerzas que se opongan al movimiento, y por una sobre elevación estática del nivel o set-up (ecuación 2.16).

$$U_{off} = -\frac{E_w + 2E_r}{\rho h C} \quad (2.15)$$

$$\rho g(h + \bar{\eta}) \frac{\partial \bar{\eta}}{\partial x} + \frac{\partial S_{xx}}{\partial x} + [F_{f\_fondo} + F_v] = 0 \quad (2.16)$$

Como los corales y manglares reducen la energía del oleaje ( $E_w$ ), también reducirán la corriente de retorno. Esto afecta directamente al transporte de sedimentos, pues la corriente “offshore” es uno de los principales mecanismos que determinan el flujo de material desde la costa hacia el mar (Guannel, 2009).

En la ecuación 2.16, “ $S_{xx}$ ” representa el tensor de radiación en la dirección del perfil generado por el gradiente de altura de ola y por el “roller” que se produce cuando rompe el oleaje (Apotsos et al., 2007; Reniers and Battjes, 1997). La presencia del “roller” puede provocar un desfase entre la disipación de energía del oleaje y la transferencia de momento a la columna de agua, desplazando hacia tierra el punto de máxima fuerza de la ola (Svendsen, 1984). La ecuación 2.17 recoge la expresión del tensor de radiación, teniendo en cuenta el ángulo de incidencia del flujo medio de energía y la energía del “roller” (“ $E_r$ ”, ecuación 2.18), que depende del parámetro “ $\beta=0.05$  rad” (Svendsen, 1984).

$$S_{xx} = E_w \left\{ [1 + \cos^2 \theta] \frac{C_g}{C} - \frac{1}{2} \right\} + 2E_r (\cos^2 \theta) \quad (2.17)$$

$$\frac{\partial E_r}{\partial x} = -\frac{gE_r \sin \beta}{C} + \frac{1}{2} D_b \quad (2.18)$$

Los parámetros  $F_{f\_fondo}$  y  $F_v$  son las fuerzas opuestas al movimiento debidas a la fricción del fondo (solo componente de fricción) y a la presencia del ecosistema (componente de fricción y de presión en función del tipo de vegetación. Ver sección “Procesos físicos de la interacción flujo-ecosistema”). La fuerza por fricción de fondo (ecuación 2.19, Svendsen, 2006) es función de la amplitud de la componente oscilatoria de la velocidad ( $u_{ow}$ ) y de la velocidad media de la corriente en el fondo ( $U_b$ ), que es equivalente a la corriente de retorno ( $U_{off}$ ).

La fuerza por presencia de los ecosistemas es diferente si se trata de arrecifes de coral o de manglares. Para representar la oposición al movimiento del fluido ejercida por las estructuras arrecifales, se utiliza la componente de fricción ( $F_v = F_{f\_coral}$ , ecuación 2.20). Para el caso de manglares la fuerza ejercida es la que deriva de los gradientes de presión ( $F_v = F_{DP}$ ). Como los manglares presentan una estructura vertical con varios elementos (raíces, tronco y ramas), la fuerza de arrastre de presión se calcula sumando linealmente la contribución de cada capa vertical (Suzuki et al., 2012). La ecuación final para la fuerza de arrastre de un manglar (ecuación 2.21) está adaptada a oleaje irregular, siguiendo el esquema de (Mendez and Losada, 2004), y en ella se desprecia la velocidad de corriente promediada, al ser un orden de magnitud menor que la velocidad orbital (Dalrymple et al., 1984). Esta hipótesis ha sido validada con observaciones experimentales y numéricas (Guannel, 2009; Maza et al., 2013; Svendsen, 2006).

$$\text{Fondo arenoso} \quad F_{f\_fondo} = \frac{2}{\pi} \rho f_{w\_fondo} u_{ow} U_b \quad (2.19)$$

$$\text{Arrecife de coral} \quad F_v = F_{f\_coral} = \frac{2}{\pi} \rho f_{w\_coral} u_{ow} U_b \quad (2.20)$$

$$\text{Manglar} \quad F_v = F_{DP} = \frac{1}{16\sqrt{\pi}} \left( \sum_{i=1}^n \frac{\rho C_{DP_i} b_i N_i g k \alpha_i}{\tanh(kh)} \right) H_{rms}^3 \quad (2.21)$$

Sustituyendo las ecuaciones 2.17, 2.19, 2.20 y 2.21 en la ecuación 2.16, obtenemos la expresión general para calcular los cambios de nivel del mar estático o set-up, en presencia de ecosistemas tipo arrecife de coral y manglar capaces de reducir la magnitud de esta componente de la cota de inundación (Bridges, 2008; Dean and Bender, 2006).

### SWASH Y SURF-BEAT

Las componentes dinámicas del Run-up representan el ascenso y descenso de la lámina de agua sobre el talud de la playa, tanto de corto (“swash”) como de largo periodo (“surf-beat”). No hay demasiadas formulaciones empíricas que permitan calcular por separado el “swash” y “surf-beat” que, junto con el “set-up”, constituyen la variable de ascenso y descenso o Run-up. Una de las parametrizaciones más utilizadas para el cálculo probabilístico de Run-up en playas, y que separa los tres términos, es la de Stockdon et al., 2006 (ecuación 2.22, que ha sido manipulada numéricamente para diferenciar la contribución de cada término) . Aunque esta formulación no está pensada para evaluar el Run-up en presencia de ecosistemas, sí se puede adaptar para obtener valores de las componentes dinámicas en perfiles con vegetación (Guannel et al., 2015).

$$R_{u\_Stockdon} = \underbrace{0,385m\sqrt{H_0L_0}}_{\text{Set-up}} + \underbrace{\sqrt{H_0L_0(0,4175m^2)}}_{\text{Swash}} + \underbrace{0,003H_0L_0}_{\text{Surf-Beat}} \quad (2.22)$$

$$H_0 = H_{break} \cdot \sqrt{\frac{C_{gbreak}}{C_{g0}}} \quad (2.23)$$

Para poder aplicarla a este tipo de perfiles, debemos conocer las condiciones locales de oleaje en costa utilizando el modelo de propagación presentado anteriormente (ecuación 2.5). Después de propagar el oleaje a través de los ecosistemas y obtener la altura de ola en el punto de rotura ( $x_b$ ) sobre el talud de la playa ( $H_b$ ), se recalcula la altura de ola equivalente en profundidades indefinidas ( $H_0$ ) revirtiendo la ecuación de asomeramiento (ecuación 2.23). Con esta altura de ola ( $H_0$ ), con la longitud de onda en indefinidas ( $L_0$ ) y con la pendiente de la playa ( $m$ ) (calculada desde el punto de rotura,  $x_b$ ), se aplica la ecuación 2.22 y se obtienen las componentes dinámicas del Run-up. Como el modelo de Stockdon et al., (2006) está ajustado para playas con barra, un tipo de perfil muy similar al que



encontramos en zonas de arrecifes de coral (Figura 2.4), puede aplicarse en el modelado de perfiles coralinos si se tienen en cuenta los procesos descritos anteriormente.

### 2.4.3 Modelo de propagación de la marea meteorológica

La marea meteorológica es una onda larga que físicamente se manifiesta como una elevación del nivel del mar producida por dos mecanismos: gradiente de presión en la superficie del océano y tensión tangencial del viento soplando sobre esa superficie. Puede alcanzar niveles de hasta 6 metros en costa durante eventos extremos (Dean and Dalrymple, 1991), como huracanes (Martínez et al., 2014), bajo ciertas condiciones de velocidad de desplazamiento y trayectoria de la tormenta. Normalmente las mayores elevaciones de marea meteorológica en costa se dan en bahías cerradas, donde la entrada de agua es mayor que la salida y se producen grandes acumulaciones que hacen subir el nivel y provocan graves inundaciones.

Al ser una onda larga, la marea meteorológica se propaga en condiciones de profundidades reducidas ( $kh \ll \pi/10$ ), de tal forma que la componente horizontal de la velocidad del flujo ( $U$ ) es aproximadamente constante en toda la columna de agua y superior a la velocidad vertical (Dean and Dalrymple, 1991). La presencia de arrecifes de coral en el fondo marino no tiene un efecto significativo sobre la marea meteorológica. Sin embargo, sí lo tiene la presencia de manglares que, al ocupar toda la columna de agua, actúan como freno, reduciendo la velocidad de las corrientes generadas y el nivel de esta onda de marea.

El punto de partida para modelar la marea meteorológica es el mismo que el empleado para modelar el set-up estático del oleaje. Asumiendo que el viento sopla en dirección perpendicular a la costa, la ecuación de conservación de momento (ecuación 2.14) en la dirección  $x$  queda de la siguiente forma (ecuación 2.24):

$$\frac{\partial U}{\partial t} = -g \frac{\partial \bar{\eta}}{\partial x} + \frac{1}{\rho(h + \bar{\eta})} [-F_{f\_fondo} - F_v + F_{viento}] = 0 \quad (2.24)$$

A diferencia de las variaciones estáticas de nivel medio debidas al oleaje, el gradiente longitudinal del tensor de radiación es nulo ( $\partial S_{xx}/\partial x = 0$ ). Debido a la presencia de la costa, se puede asumir que la variación en el tiempo de la velocidad " $U$ " es cero ( $\partial U/\partial t = 0$ ), por lo que el primer término de la ecuación 2.24 desaparece, quedando la siguiente expresión (ecuación 2.25).

$$\rho g(h + \bar{\eta}) \frac{\partial \bar{\eta}}{\partial x} + [F_{f\_fondo} + F_v - F_{viento}] = 0 \quad (2.25)$$

La fuerza ejercida por el viento es una fuerza de fricción definida como " $F_{\text{viento}} = \rho k_w |W_{10}|$ ", es decir, depende de la velocidad del viento a 10 metros sobre la superficie del mar ( $W_{10}$ ), de la densidad del agua ( $\rho$ ), y del coeficiente de fricción ( $k_w$ ), que es del orden de  $10^{-6}$  (Wu, 1969).

En este caso, la fricción por fondo responde a la expresión de la ecuación 2.26, donde el término  $C_b$  es un coeficiente basado en la fórmula de Chezy que depende del coeficiente de Manning ( $n$ ).

La fuerza ejercida por la vegetación se rige por el mismo criterio aplicado en la propagación de olas y en el cálculo del set-up. Los arrecifes de coral disipan la marea astronómica por fricción de fondo ( $F_v = F_{f\_coral}$ ). Sin embargo, el coeficiente de Manning asociado a una estructura coralina es muy pequeño, del orden de  $n=0,05$  (Kraines et al., 1999, 1998; Prager, 1991), y no contribuye a la reducción de la marea meteorológica (ecuación 2.27). Por su parte, a los manglares se les puede dar uno de los dos siguientes enfoques: (1) tratar la fuerza como una fuerza de fricción equivalente ( $F_v = F_{f\_manglar}$ ), utilizando la formulación de Chezy y un coeficiente de Manning específico para este tipo de ecosistema (ecuación 2.28 a) (Xu et al., 2010; Zhang et al., 2012), o (2) tratarlos como un obstáculo y calcular las fuerzas de arrastre " $F_v = F_{DP}$ " (ecuación 2.28 b).

$$\text{Fondo arenoso} \quad F_{f\_fondo} = \rho C_b U^2 ; \text{ donde } \quad C_b = \frac{g \cdot n^2}{(h+\eta)^{1/3}} \quad (2.26)$$

$$\text{Arrecife de coral} \quad F_v = F_{f\_coral} = \rho C_b U^2 ; \text{ donde } \quad C_b = \frac{g \cdot n^2}{(h+\eta)^{1/3}} \quad (2.27)$$

$$\begin{aligned} \text{Manglar} \quad a) \quad & F_v = F_{f\_manglar} = \rho C_b U^2 ; \text{ donde } \quad C_b = \frac{g \cdot n^2}{(h+\eta)^{1/3}} \\ b) \quad & F_v = F_{DP} = \frac{1}{2} \frac{\sum_{i=1}^n \rho N_{vi} h_{vi} C_{DP\_i} U^2}{n}; \text{ donde } \quad U_{flow} = \frac{\sqrt{gh}}{h} \eta \end{aligned} \quad (2.28)$$

Varios análisis de sensibilidad demostraron que el coeficiente de Manning para manglares de valor  $n=0,14$  es el que mejor representa una zona con vegetación densa (Xu et al., 2010).

Otros ecosistemas, como los arrecifes de coral, apenas contribuyen en la disipación de la marea meteorológica debido a su bajo coeficiente de Manning, un orden de magnitud inferior al de los manglares ( $n=0,05-0,1$ ) (Kraines et al., 1999, 1998; Prager, 1991).

El efecto del tipo de suelo sobre la reducción de marea meteorológica puede ser tenido en cuenta introduciendo diferentes coeficientes de Manning basados en la tabla "The National Land Cover Dataset (NLCD)", creada por el USGSC (United State Geological Survey) (Homer et al., 2004). Esa tabla fue modificada posteriormente por Mattocks and Forbes, (2008), que añadieron nuevas categorías, y más adelante fue aplicada en el Golfo de la costa sur de Florida (Zhang et al., 2012). Una revisión más

completa del estado del arte en relación a los coeficientes de fricción para arrecifes de coral y manglares es la publicada por Rosman and Hench, (2011).

Como resultado final de la metodología propuesta, generalmente obtendremos series históricas de cota de inundación que debemos ajustar a funciones de distribución estadística. Como nos interesa conocer la inundación máxima, los valores del nivel total de agua en costa serán ajustados a una distribución de extremos. Las dos opciones que mejor se ajustan a esta metodología son la función Generalizada de Valores Extremos (GEV) y la función Generalizada Pareto-Poisson. El ajuste a una GEV se suele realizar cuando lo que tenemos son valores máximos en un periodo de tiempo, por ejemplo, máximos anuales. La función Generalizada Pareto Poisson, sin embargo, trabaja con valores máximos por encima de un umbral, es decir, tiene en cuenta los valores máximos de toda la serie independientemente de cuando se produzcan. La ventaja de utilizar el método Pareto-Poisson para el estudio de inundaciones máximas es que, además de decirnos cuáles han sido las cotas de inundación máximas absolutas, también nos informa de la frecuencia de cada evento. Sin embargo, al aplicar un umbral fijo para seleccionar los valores máximos (método POT: “Peak Over Threshold” en inglés o “Máximos sobre un umbral” en castellano) corremos el riesgo de no asegurar una tasa de ocurrencia mínima que nos permita conocer valores asociados a periodos de retorno bajos. Para solventar este problema y asegurar una tasa de ocurrencia media de, al menos, un evento al año, hay que aplicar un umbral variable e ir disminuyéndolo hasta que consigamos la tasa requerida.

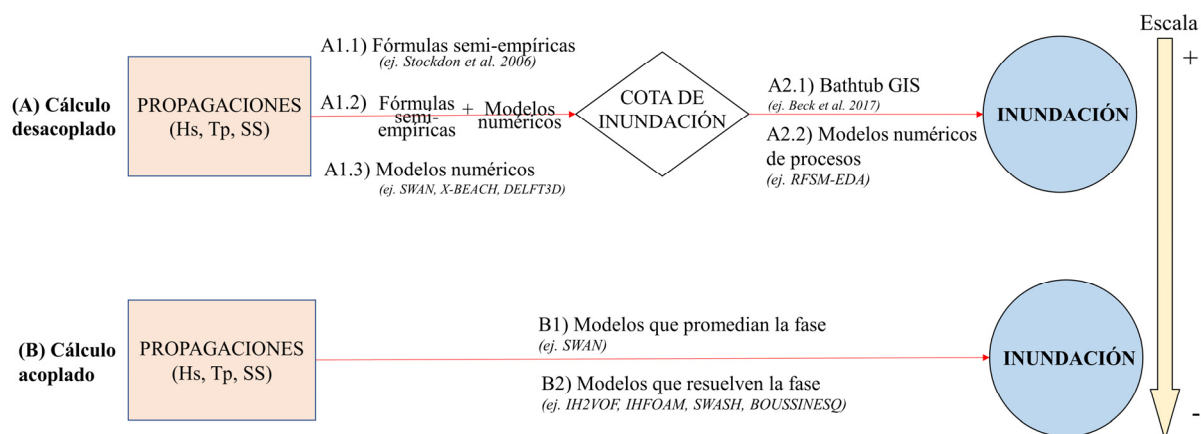
## 2.5 Paso 4: Cálculo de la inundación

Una vez propagadas las dinámicas de oleaje y marea meteorológica sobre el ecosistema, y calculada la Cota de Inundación en costa (CI), vamos a obtener la extensión en tierra de la lámina de agua (impacto). Hay dos formas de abordar la inundación producida por las dinámicas marinas (Figura 2.5): (A) Cálculo desacoplado de la propagación e inundación y (B) Cálculo acoplado de la propagación e inundación.

Nosotros vamos a seguir siempre la estrategia “A”, porque la metodología que desarrollamos está pensada para evaluar de manera desacoplada, es decir, por separado, los procesos hidrodinámicos de propagación (*“Paso 3: Propagación de las dinámicas sobre el ecosistema”*) y el cálculo de la superficie de inundación (*“Paso 4: Cálculo de la inundación”*).

Al desacoplar, por un lado, la cota de inundación y, por el otro, el proceso de entrada de agua en tierra, contamos con la ventaja de poder modelar por separado cada proceso y alcanzar el nivel de detalle y precisión que queramos en cada uno de ellos, sin condicionar al otro. Por ejemplo, podríamos resolver las dinámicas y obtener una cota de inundación muy precisa cada pocos metros de costa, aunque el

modelo digital del terreno sea de mala calidad. De esta forma, en el momento que se consiga un modelo digital del terreno de alta resolución, no hará falta repetir todas las propagaciones hidrodinámicas sobre los ecosistemas, y, para inundar, podremos reutilizar las cotas de inundación ya calculadas. Esta flexibilidad que nos da el desacoplamiento de los procesos facilita cumplir con el objetivo de estudiar probabilísticamente el riesgo de inundación, porque permite simular múltiples eventos climáticos sin gastar excesivos recursos computacionales.



**Figura 2.5: Métodos de cálculo de inundación costera.** Fuente: Elaboración propia.

Aunque hayamos optado por implementar la estrategia (A), eso no significa que en zonas muy locales y con datos topo-batimétricos de calidad no se pueda optar por la estrategia (B) y simular simultáneamente las propagaciones y la inundación producida.

### 2.5.1 (A) Cálculo desacoplado de la propagación e inundación

Como hemos dicho, en esta metodología optamos por desacoplar los procesos de transformación de olas y niveles (A1) del cálculo de la extensión de la inundación y la profundidad (A2), porque así conseguimos mayor flexibilidad a la hora de elegir el nivel de sofisticación con el que inundar. Cada una de estas fases (A1 y A2) están conectadas por medio de la variable “Cota de Inundación” y, a su vez, pueden abordarse siguiendo diferentes estrategias que nos den mayor o menor precisión de los resultados en función de la disponibilidad de datos topo-batimétricos de alta resolución, recursos computacionales disponibles o escala de trabajo.

La fase A1 de obtención de la cota de inundación puede llevarse a cabo de tres formas que, ordenadas de menor a mayor grado de sofisticación, quedarían de la siguiente manera:

**(A1.1) Formulaciones semi-empíricas:** Consiste en utilizar modelos paramétricos contruidos a partir de observaciones de campo, laboratorio o resultados numéricos, para calcular las componentes de la cota de inundación, como, por ejemplo, las formulaciones de run-up (Melby et al., 2012; Stockdon et al., 2006).

**(A1.2) Formulaciones semi-empíricas + modelos numéricos:** Consiste en combinar modelos paramétricos con modelos numéricos que resuelven los procesos físicos de transformación de niveles. El modelo descrito en el “*Paso 3: Propagación de las dinámicas sobre el ecosistema*” es un ejemplo del uso combinado de parte de una formulación semi-empírica de run-up (ecuación 2.22, Stockdon et al., 2006) con modelos basados en la conservación de momento para el cálculo de variaciones de nivel estático (set-up, ecuación 2.16) y marea meteorológica (ecuación 2.25).

**(A1.3) Modelos numéricos:** Consiste en utilizar herramientas numéricas de cálculo para resolver la cota de inundación (ej., SWAN, SWASH y Delft3D). Aun así, muchos de estos modelos llevan implícitas formulaciones semi-empíricas para el cálculo de algunas componentes de la cota de inundación, como el “run-up”, o directamente omiten algunas contribuciones importantes si no se utiliza bien el modelo. Por ejemplo, “X-Beach” calcula numéricamente la contribución de las ondas largas al run-up (surf-beat), pero no obtiene la de ondas cortas (swash), a menos que utilicemos la versión no hidrostática del modelo, la cual requiere mallas tremendamente finas que incrementan el coste computacional.

La fase A2, en la que se calcula la inundación en tierra y la profundidad en cada zona inundada, puede tener también dos posibles enfoques:

**(A2.1) Algoritmos basados en la técnica “bathtub” de GIS:** A partir del principio de conectividad hidráulica, este método de inundación está articulado en tres pasos: (1) Se interpolan las cotas de inundación a lo largo de la costa y se crea una superficie de nivel del mar total. (2) Se corta la cota de inundación con el modelo digital del terreno, identificando las zonas en las que el nivel del mar está por encima de la topografía. (3) Se aplica el principio de conectividad hidráulica que considera como inundadas aquellas unidades conectadas entre sí por, al menos, una de las 8 direcciones del espacio (4 laterales y 4 vértices). La ventaja de utilizar algoritmos de “bathtub” para inundar radica en la simplicidad de la fase de pre-proceso y la rapidez de ejecución, lo que permite simular múltiples eventos de inundación en grandes dominios y mantener la posibilidad de hacer un estudio probabilístico de las consecuencias. Sin embargo, también presenta ciertas limitaciones, como son el hecho de que nos da un escenario de inundación estacionario y no su evolución temporal, o que no tiene en cuenta otros aportes de agua distintos del que entra por la costa (ej. precipitación o ríos).

**(A2.2) Modelos numéricos de procesos:** Esta segunda opción para transformar la cota de inundación en superficie inundada y profundidad está basada en modelos bidimensionales de procesos como el RFSM-EDA (“Rapid Flood Spreading Method – Explicit Diffusion wave with Acceleration term”) (Jamieson et al., 2012; Lhomme et al., 2008b), aplicable a pequeña escala (Toimil et al., 2017) y que incluye la dependencia temporal del proceso, calculando la mancha de inundación en cada instante. Este tipo de modelos presentan la ventaja de tener en cuenta cualquier aporte o sumidero de agua en el dominio de estudio y poder incorporar la rugosidad del fondo en función del tipo de suelo. A

pesar de esto, también tiene ciertas limitaciones, como es la necesidad de disponer de datos topográficos de alta calidad (~5m de resolución), la restricción de uso a pequeñas escalas (<100 km como máximo) y las complejas labores de pre-proceso que requiere para generar la malla numérica de cálculo.

### **2.5.2 (B) Cálculo acoplado de la propagación e inundación**

Otra forma de calcular la superficie de inundación es mediante el uso de modelos numéricos que reproduzcan simultáneamente la transformación de olas y mareas, y la intersección de la lámina de agua con la topografía. Aunque no sea la estrategia elegida para evaluar el servicio de protección frente a inundación costera de los ecosistemas litorales a escala global, por su alto coste computacional, sí puede ser una alternativa aplicable a pequeños dominios y eventos puntuales. Puede abordarse con modelos que promedian la fase (B1) o con modelos más complejos que resuelven la fase (B2), es decir, calculan ola a ola los procesos de transformación de las dinámicas.

**(B1) Modelos que promedian la fase:** Consiste en utilizar modelos que incluyen directamente SWAN (Booij et al., 1999) para resolver olas, como ADCIRC o Delft3D. Aunque calculan de forma muy precisa las transformaciones de las olas y mareas, estos modelos resuelven el cálculo de la inundación de forma muy sencilla, con aproximaciones basadas en el método de conectividad hidráulica (método “bathtub”).

**(B2) Modelos que resuelven la fase:** Se trata de utilizar modelos complejos que resuelven con mucha precisión (ola a ola) los procesos en costa. Dentro de este grupo se enmarcan modelos potenciales basados en las Ecuaciones No lineales de profundidades reducidas (Non Linear Shallow Water Equations), como el modelo SWASH (Zijlema et al., 2011), o tipo Boussinesq (Wei et al., 1995). Sin embargo, las aportaciones más recientes en el modelado de procesos hidrodinámicos en zonas costeras corresponde a los modelos basados en las ecuaciones RANS (Reynolds Average Navier-Stokes), tanto 2DV (IH2VOF, Lara et al., 2008; Losada et al., 2008) como RANS 3D (IHFOAM, Higuera et al., 2014). Por su gran complejidad de pre-proceso y tiempo de ejecución, no es una opción eficiente si se quiere cumplir el objetivo de ejecutar un amplio número de casos para estudiar probabilísticamente el riesgo de inundación.

## 2.6 Paso 5: Cálculo de consecuencias socioeconómicas

El objetivo del último paso de la metodología de evaluación del servicio de protección frente a la inundación que aporta un ecosistema se centra en identificar los activos expuestos y el nivel de daño para los escenarios con y sin ecosistema. En este apartado vamos a responder a tres preguntas:

- ¿Sobre qué variables vamos a estimar las consecuencias?
- ¿En qué términos probabilísticos vamos a estimar las consecuencias?
- ¿Qué pasos vamos a seguir para su estimación?

En respuesta a la primera pregunta, cuando se plantea un modelo de valoración de servicios ecosistémicos basado en daños evitados, es fundamental establecer en qué unidades vamos a expresar ese daño.

A lo largo de la historia, el ser humano ha tratado de homogeneizar cualquier tipo de valoración estableciendo un lenguaje común para todo el mundo: el lenguaje económico (Costanza and Farley, 2007). Por eso, todos los bienes, tangibles e intangibles, pueden cuantificarse económicamente por medio de cuatro tipos de capital: capital construido (todos los bienes tangibles como casas, industrias, carreteras o mobiliario), capital humano (atributos intangibles de las personas como salud, conocimiento o educación), capital social (redes de relación entre personas, como familias, amigos o vecinos) y capital natural (servicios ecosistémicos). En nuestro intento de contribuir a valorar una parte del capital natural (servicio de protección frente a inundación), hemos optado por el método de daños evitados, es decir, obtendremos esa parte del capital natural en función de las pérdidas de los otros tipos de capital: construido, humano y social. Como cuantificar económicamente el capital humano y social es una tarea complicada, dada la intangibilidad de muchos de los atributos a valorar (Boynton, 2003), utilizaremos como “proxy” el número de personas expuestas a la inundación, una variable que sí podemos medir directamente y que abre la posibilidad de, si se quiere, y a posteriori, poder traducirse a términos económicos.

El capital construido, por su parte, incluye todos los elementos tangibles, a los que es más sencillo atribuir un valor, por lo que la cuantificación monetaria del servicio ecosistémico estudiado se expresará en términos de capital construido protegido.

Otras veces la valoración monetaria se estima en función de la actividad económica interrumpida por el evento (Toimil et al., 2017). El problema radica en la habitual indisponibilidad de datos globales consistentes de infraestructuras o actividades económicas. De ahí que para estimar el valor económico de los daños, se puedan utilizar, como “proxy”, otros indicadores: la población, la renta per cápita o el producto interior bruto.

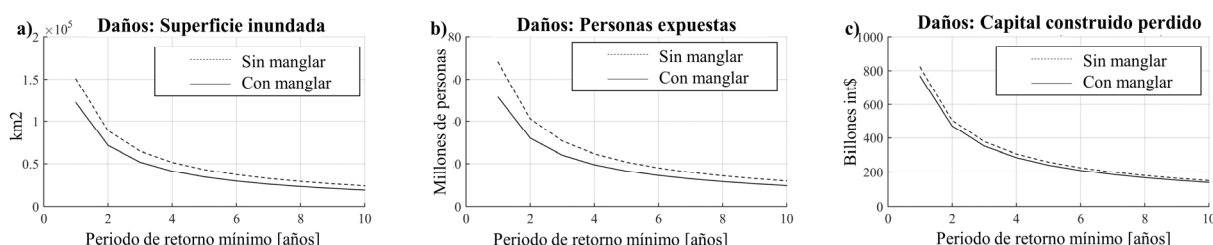
La segunda pregunta ha de responderse en función del objetivo que persiga cada estudio de evaluación. Las valoraciones económicas de servicios ecosistémicos buscan expresar los beneficios que ofrece la naturaleza en términos que resulten familiares para los tomadores de decisiones, e incentivar reacciones inmediatas de planificación política, como, por ejemplo, su inclusión en las cuentas anuales de los gobiernos.

Con este propósito vamos a expresar las consecuencias en Daños Anuales Esperados y Beneficios Anuales Esperados (Tammi et al., 2017). Para ello, hay que integrar la curva de la función de densidad de daños en todo el rango de probabilidades. Como la inundación se calcula generalmente para un número limitado de eventos asociados a ciertos periodos de retorno (ej.  $Tr=10, 25, 50$  y  $100$  años), habría que ajustar estos valores discretos a una función de distribución. Los datos de periodo de retorno suelen ajustarse bien a una función potencial (ecuación 2.29) o a una función logarítmica (ecuación 2.30), donde “Y” es el daño asociado a un evento de periodo de retorno “X”, y “a”, “b”, “c” y “d” son los mejores parámetros de ajuste.

$$Y = aX^b \quad (2.29)$$

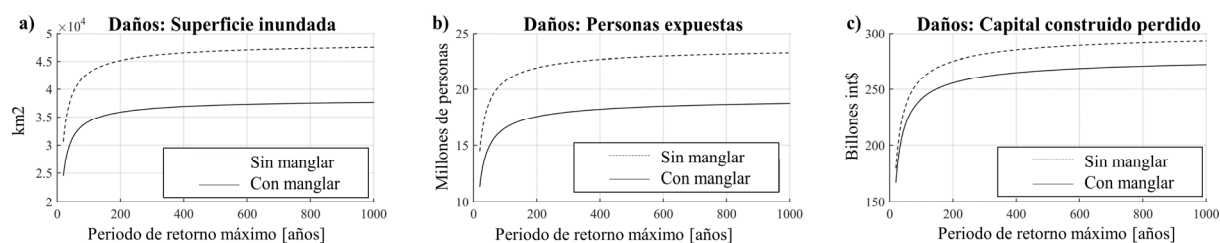
$$Y = c \ln X + d \quad (2.30)$$

Una vez ajustada la curva de periodos de retorno a una de las dos expresiones propuestas (Eq. 2.29 o 2.30), se integra analíticamente cada función entre los límites de probabilidad nula ( $Tr=\infty$ ) y probabilidad infinita ( $Tr=0$ ). Como no es realista obtener estos límites, hay que truncar la integral entre dos valores de periodo de retorno distintos de infinito y cero. El Daño Anual Esperado es muy sensible ante el límite inferior elegido (Figura 2.6), pero no lo es tanto al límite superior (Figura 2.7). Para demostrarlo, adelantamos aquí datos de la valoración global del servicio de protección frente a inundación de los manglares (capítulo 5) y ajustamos a una ley potencial las pérdidas de stock por periodo de retorno con y sin manglares. La conclusión es que los valores anualizados obtenidos deben calcularse en el rango de 5 a 100 años de periodos de retorno.



**Figura 2.6: Daños Anuales Esperados en función del periodo de retorno mínimo elegido para la integración de la función potencial.** Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Capítulo 5.





**Figura 2.7: Daños Anuales Esperados en función del periodo de retorno máximo elegido para la integración de la función potencial.** Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Capítulo 5.

Una vez decidido cómo valorar el ecosistema (en número de personas protegidas y pérdidas económicas evitadas) y en qué términos probabilísticos queremos las consecuencias (Daños Anuales Esperados y Beneficios Anuales Esperados), damos respuesta a la tercera pregunta describiendo los pasos a seguir tras haber calculado la superficie de inundación para eventos de distinto periodo de retorno.

La metodología para obtener las consecuencias se divide en tres fases: Una primera en la que se calcula la exposición, es decir, el número de personas e infraestructuras que pueden encontrarse en la superficie inundada, una segunda fase en la que se eligen las curvas de daño que determinan la sensibilidad de cada elemento expuesto ante el nivel de inundación, y una tercera fase en la que se cruzan las curvas de daño con la exposición para evaluar las consecuencias reales de cada escenario de inundación, es decir, valoración probabilística del riesgo. Estas consecuencias podemos valorarlas, por ejemplo, en impactos directos o indirectos sobre el sistema económico, y tener en cuenta las variaciones espaciales y temporales, (efectos de la distribución y tasa de descuento) (Merz et al., 2010).

## 2.6.1 Activos en costa: población y capital construido (Exposición)

El primer paso, tras obtener la superficie de inundación para un escenario determinado, es cruzarla con la distribución espacial de la población e infraestructuras de la zona de estudio. La disponibilidad de datos socioeconómicos globales es limitada y, generalmente, se trata de información agregada con una resolución del orden de kilómetros. Si hemos hecho el esfuerzo de calcular la inundación a alta resolución (a escala global se puede inundar con un modelo digital del terreno de hasta 30 metros, el SRTM, Farr et al., 2007; Keeratikasikorn and Trisirisatayawong, 2008), en este punto nos encontramos el problema de la inconsistencia entre la resolución a la que está calculado el impacto (~30m) y la resolución de la exposición (~1km).

### DATOS GLOBALES DE POBLACIÓN (“PROXY” DEL CAPITAL HUMANO Y SOCIAL)

Una de las principales fuentes de datos de distribución global de población es la GPW (Gridded Population of the World), perteneciente al SEDAC (“*Socioeconomic Data and Applications Center*”), que está disponible gratuitamente con 1 km de resolución espacial

(<http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/collection/gpw-v4>). Esta base de datos ha sido creada a partir de censos poblacionales recogidos entre 2005 y 2014, que se han extrapolado para estimar la distribución en los años 2000, 2005, 2010, 2015 y 2020.

Como alternativa más reciente y también a escala global, la base de datos WorldPop (<http://www.worldpop.org.uk/>) ofrece información de distribución demográfica con una resolución de 100 metros. Este gran avance permite, por primera vez, disponer de información poblacional global y consistente con una precisión espacial del mismo orden de magnitud que los modelos digitales del terreno globales sobre los que se inunda habitualmente (ej. SRTM, MERIT).

Las nuevas tecnologías, en especial las redes sociales, permiten correlacionar la distribución de la población con la actividad en la red, ayudando a mejorar las bases de datos (ej., el número de “tweets”, Patel et al., 2017). Estas mejoras van a suponer un avance para los modelos de riesgo de inundación, porque la distribución de la población es un elemento crítico en el estudio de consecuencias, no solo para evaluar el propio efecto de la inundación sobre las personas, sino también como “proxi” para estimar indirectamente otros parámetros económicos, como el capital construido.

### DATOS ECONÓMICOS GLOBALES (CAPITAL CONSTRUIDO)

Una forma de evaluar económicamente las consecuencias de la inundación es utilizar el valor de los bienes de mercado, o capital construido. El capital construido (casas, industria, carreteras, mobiliario urbano, productos generados), al igual que el capital humano (ej. atributos personales como salud, conocimiento, educación), el capital social (ej. redes de relación entre personas, como familias, amigos, vecino) y el capital natural (ej. servicios ecosistémicos), es uno de los componentes de la riqueza mundial. Con esta metodología pretendemos medir el capital natural, considerado como la parte del capital construido que resulta dañado cuando se pierden los recursos naturales. Sin embargo, no es posible contar con información global del capital construido, desagregada espacialmente al mismo orden de resolución que la población, por lo que proponemos dos alternativas para valorar dicho capital:

- (1) Utilizar datos nacionales de Capital construido: A partir del ratio Capital construido/PIB y del ratio de PIB per cápita por país, podemos obtener un nuevo ratio de Capital construido per cápita para cada país. Este ratio informa sobre la capacidad de generar recursos de un país, y su valor medio en países de la franja tropical y subtropical es de 2.7. Asumiendo que este ratio es constante en todo el territorio nacional, al multiplicarlo por la distribución espacial de la población, podremos obtener la distribución espacial del capital construido y cruzarlo con las capas de inundación. Para obtener información nacional de estas variables económicas se puede recurrir a la base de datos del Banco Mundial (“World Development Indicators from the World Bank”, <https://datacatalog.worldbank.org/dataset/world-development-indicators> ).

- (2) Utilizar bases de datos distribuidas globalmente de stock industrial y residencial: Si asumimos que en las zonas costeras casi todo el capital construido presente es residencial o industrial, podemos utilizar bases de datos de distribución espacial de estas dos variables como medida equivalente del capital construido, y cruzarlas directamente con la superficie de inundación. La base de datos GAR15 (UNISDR, 2015) cuenta con información espacial de stock residencial e industrial cada 5 km.

## 2.6.2 Sensibilidad frente a las amenazas: funciones de daño (Vulnerabilidad)

Una vez hemos calculado las personas y capital construido localizado en la zona inundada, debemos conocer la sensibilidad de cada elemento ante distintos niveles de profundidad de agua, es decir, cuán vulnerables son las personas (capital humano) y activos (capital construido), como casas, industrias, mobiliario urbano, carreteras, etc. Para ello utilizaremos funciones de daño.

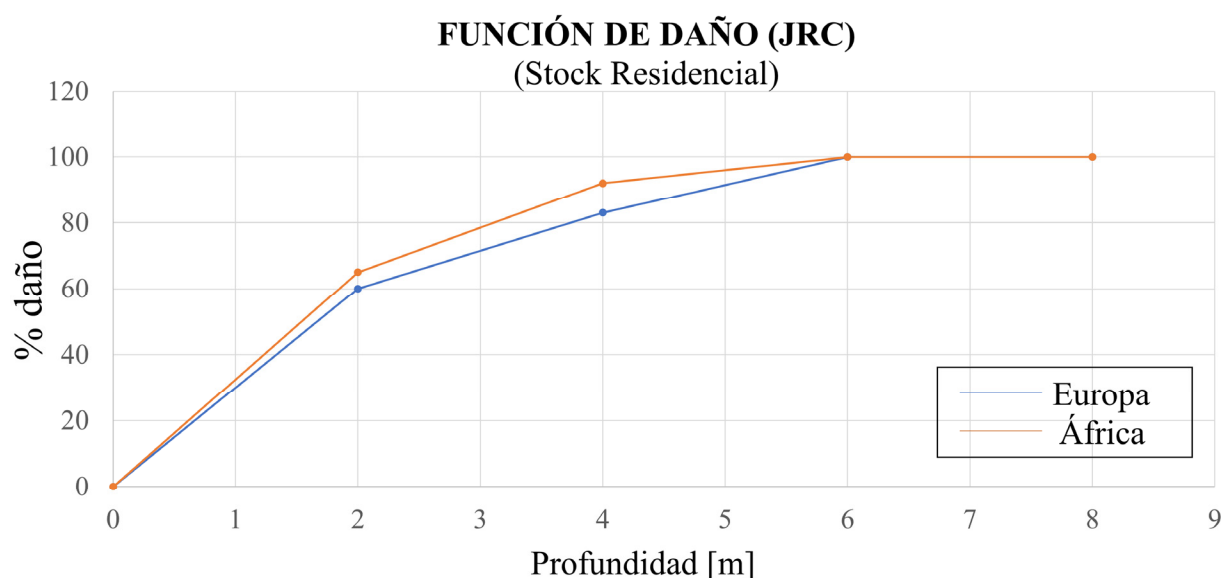
El daño por inundación costera puede medirse en función de cuatro factores: (1) El nivel de agua alcanzado, (2) la velocidad de la corriente de agua al inundar, (3) la persistencia o duración del impacto, y (4) la recurrencia del impacto, es decir, la diferencia de tiempo entre dos o más eventos. En este caso, y siguiendo otros estudios, solo consideraremos como predictor del daño producido el nivel máximo de agua alcanzado (Hinkel et al., 2014a; Huizinga et al., 2017; Messner et al., 2007; Scawthorn et al., 2006).

Las funciones de daño pueden aplicarse con todo el nivel de detalle que se quiera, siempre que haya información disponible sobre el tipo de elemento que se va a estudiar y sus características, así como sobre el entorno que los rodea. Por ejemplo, el daño por inundación sobre dos viviendas estructuralmente idénticas, pero en las que una tiene las paredes recubiertas con material aislante del agua, será diferente. En función del nivel de detalle de la información disponible sobre los elementos inundados, podremos aplicar uno de los dos enfoques siguientes:

- (1) Funciones de daño generales: Para estimar los daños sobre personas, asumiendo la ausencia de barreras de defensa costera, la función de daño es idéntica a la función de exposición, es decir, todas las personas inundadas se consideran afectadas ( $D(h)=1$ ). En presencia de barreras costeras el daño es total si la cota de inundación supera la cota de la barrera, y nulo si no la supera (Hinkel et al., 2014a). La dificultad está en tener información sobre la localización y cota de los diques de protección de costa. Por otro lado, la vulnerabilidad de los activos depende de la profundidad de la inundación. Asumimos que la función de daño sigue un comportamiento logarítmico (ecuación 2.31, Messner et al., 2007) donde el parámetro “k” de ajuste permite adaptar la función a distintos casos. Un valor habitual de este parámetro es “k=1”, que significa que para una profundidad de 1 metro se produce un 50% de daño (Hinkel et al., 2014a).

$$D(h) = h / (h+k) \quad (2.31)$$

(2) Funciones de daño específicas: La segunda alternativa consiste en utilizar curvas de daño particulares para cada activo, y variables según la localización. Si el estudio de inundación se está desarrollando a pequeña escala en una zona de costa local y con acceso a información sobre las características de los bienes materiales presentes (viviendas, industria, carreteras...), podemos aplicar funciones de daño diferentes para cada activo por separado. Sin embargo, en proyectos globales, la disponibilidad de datos homogéneos y consistentes es limitada, por lo que debemos recurrir a curvas de daño más generales. Por ejemplo, el centro JRC (EU Joint Research Centre) diferencia funciones de daño de stock industrial y residencial (Figura 2.8) a partir de datos recopilados en África, Asia, Oceanía, Norte América, América del Sur y América Central (Huizinga et al., 2017). Estas funciones son una mejora alternativa a las antiguas curvas HAZUS (HAZUS-MH MR3, 2013; Scawthorn et al., 2006), elaboradas solamente a partir datos de Estados Unidos extrapolados a otras localizaciones geográficas.



**Figura 2.8: Ejemplo de función de daño de inundación sobre el stock residencial. Comparación entre Europa (línea azul) y África (línea roja).** Fuente: JRC (Huizinga et al., 2017).

### 2.6.3 Consecuencias sobre los activos: Daños y Beneficio (Riesgo)

La última fase del quinto paso de la metodología consiste en cruzar la exposición con la vulnerabilidad para obtener el riesgo de inundación sobre personas y capital construido. El riesgo se mide como una variable probabilística, de la que se conoce su magnitud (número de personas y valor económico) y su probabilidad (ej. periodos de retorno). Como se ha explicado al comienzo de la sección

2.6, una forma habitual y práctica de valorar un ecosistema es en términos anuales esperados, a lo cual se llega integrando la curva de daño por periodo de retorno.

Para obtener el beneficio del ecosistema debemos comparar los resultados con y sin el recurso natural, y, de nuevo, expresar los beneficios en términos anualizados para que sean útiles y de directa aplicación en las políticas de planificación litoral de gobiernos y ayuntamientos.

## 2.7 Particularidades metodológicas en función de la escala

A modo de resumen, se ha elaborado la Tabla 2.4. En ella se recogen los métodos y datos típicos de cada nivel de aplicación de la metodología (escala global vs escala local), así como las ventajas y limitaciones de cada uno.

Escala Global (>1,000km)		Escala Local (<20km)	
Modelos & Datos		Beneficios & Limitaciones	
1	<b>Dinámicas “offshore”</b>	<p>Oleaje: Reanálisis global cada 0.25°, 1979-2017).</p> <p>Marea meteorológica: Reanálisis global cada 2°, 1871-2010).</p> <p>Marea astronómica: Reconstrucción global cada 1°, 1900-2100).</p> <p>Proyecciones de Aumento de Nivel del Mar globales.</p> <p>Dinámicas de ciclones tropicales estimadas con fórmulas paramétricas.</p> <p>Todos los reanálisis validados con observaciones (boyas y satélites).</p>	<p><b>VENTAJAS:</b> Datos “offshore” globales de alta resolución.</p> <p>Datos también aprovechables para usarse en estudios de escala local.</p> <p><b>LIMITACIONES:</b> Series temporales diferentes según la dinámica medida; en consecuencia, estudios limitados por la duración de la variable con menor rango temporal.</p> <p>Por problemas de inconsistencia espacial, no podemos incluir datos locales heterogéneos para estudios globales (excepto proyecciones de aumento de nivel medio del mar (Slangen et al., 2014).</p> <p>Aproximaciones paramétricas para modelar ciclones tropicales.</p>
	<b>Dinámicas pre-habitat</b>	<p>Propagación de oleaje con modelos sencillos como la Ley de Snell.</p> <p>Marea meteorológica y marea astronómica directamente obtenidas de las bases de datos globales.</p> <p>El oleaje y la marea meteorológica generada por ciclones tropicales se estiman con fórmulas paramétricas.</p> <p>Aplicación de algoritmos de clasificación para reducir el número de propagaciones. (ej. MDA, K-Means, SOM).</p> <p>Datos batimétricos globales (~1 km).</p>	<p><b>VENTAJAS:</b> Se pueden propagar la totalidad de las series temporales con bajo coste computacional, gracias a sencillas formulaciones semiempíricas de propagación, técnicas de selección y downscaling híbrido (estadístico y dinámico) utilizadas.</p> <p><b>LIMITACIONES:</b> Procesos de transformación no-lineales no considerados.</p> <p>Calidad de la batimetría limitada (~1 km).</p> <p>Datos locales para calibrar y validar, muy distintos según la localización. Difícil</p>
		<p>Mismo origen de datos pero mejorados:</p> <p>+ Observaciones locales “offshore” (boyas con registro de olas y marea).</p> <p>+ Reanálisis de alta resolución (~1km) haciendo un downscaling de los datos globales.</p> <p>+ Modelado numérico de ciclones tropicales.</p> <p>+ Subsistencia local.</p> <p>+ Proyecciones locales de aumento de nivel del mar.</p>	<p><b>VENTAJAS:</b> Observaciones locales de alta resolución.</p> <p><b>LIMITACIONES:</b> Datos locales escasos y heterogéneos, difícilmente comparables entre sí.</p> <p>Datos locales históricos discontinuos en el tiempo o de poca duración, lo cual dificulta estudiar probabilísticamente las dinámicas.</p> <p>Escasez de eventos de ciclones tropicales históricos, recurriendo a series sintéticas para el análisis probabilístico.</p>
		<p>Propagación de oleaje con modelos numéricos (ej. SWAN).</p> <p>Marea meteorológica y marea astronómica directamente obtenidas de las bases de datos globales.</p> <p>El oleaje y la marea meteorológica generada por ciclones tropicales se modelan numéricamente (ej. ADCIRC, Delft3D).</p> <p>Pueden o no usarse algoritmos de clasificación (ej. MDA, K-Means, SOM).</p> <p>Datos batimétricos locales de alta resolución (~10 m).</p>	<p><b>VENTAJAS:</b> Posibilidad de considerar en el modelo todos los procesos de transformación de olas y mareas (procesos lineales y no-lineales).</p> <p>Observaciones locales disponibles para calibrar y validar.</p> <p>Posibilidad de obtener las Dinámicas con alta resolución espacial, incluso del orden de metros (campos de oleaje y mareas de ~10m).</p> <p><b>LIMITACIONES:</b> Posibles problemas con la escasa duración de los datos locales para calibrar y validar, o localizaciones escasas y ubicadas fuera de la zona de estudio.</p>

			<p>compararlos entre sí y con nuestras propagaciones.</p> <p>Baja resolución de las dinámicas propagadas en comparación con estudios locales.</p>		<p>Dificultad para encontrar Batimetría de alta resolución al mismo nivel que podemos calcular la propagación de las dinámicas (~10m).</p> <p>Trabajos de campo necesarios para recogida de datos (ej. batimetría).</p> <p>Alto coste computacional al ejecutar modelos de procesos de alta resolución (tanto la puesta a punto del modelo como las simulaciones requieren tiempo).</p>
3	<b>(a) Propagación sobre el hábitat</b>	<p>División de la costa en transectos cada 2 km.</p> <p>Modelo de propagación 1D sobre Perfiles: Ecuación de balance de energía (rotura, fricción de fondo y vegetación), ecuación de equilibrio de momentos ("set-up" y marea astronómica).</p> <p>Parámetro de rotura específico para vegetación.</p> <p>Datos batimétricos globales (~1 km).</p> <p>Capas de vegetación globales de ~1km de resolución (ej. SeaWifs para corales).</p> <p>Propiedades físicas de los ecosistemas globales (rugosidad).</p>	<p><b>VENTAJAS:</b> El uso de modelos 1D paramétricos y promediados en el tiempo, con las consiguientes ventajas: - Malla numérica muy sencilla. - Coste computacional bajo. - Consistente con la resolución de la batimetría global (~1 km.).</p> <p><b>LIMITACIONES:</b> Se omiten procesos bidimensionales de transformación (ej. difracción).</p> <p>Representación muy simplificada de los ecosistemas ante la falta de datos sobre su geometría (ej. coeficientes de fricción equivalentes (Sheppard et al., 2005)).</p> <p>No se puede simular la propagación del oleaje en zonas de costa complejas (ej. bahías).</p>	<p>Mayor discretización de la costa en transectos cada menos de 100 m.</p> <p>Propagaciones 1D sobre perfiles cada menos distancia o 2D teniendo en cuenta procesos como difracción o corrientes longitudinales.</p> <p>Modelado numérico de la interacción de oleaje y mareas con los ecosistemas (ej., Delft3D).</p> <p>Modelización de la rotura del oleaje y la fricción con modelos como X-Beach que utilizan formulaciones similares a las utilizadas a escala global.</p> <p>Datos batimétricos locales (~10 m).</p> <p>Capas de cobertura de vegetación de alta resolución (&lt;1 km).</p> <p>Información sobre los parámetros físicos y geométricos de los ecosistemas presentes.</p>	<p><b>VENTAJAS:</b> Todos los procesos relevantes están incluidos en los modelos de propagación, como por ejemplo los efectos no-lineales o las ondas infragravitatorias.</p> <p>Se adapta a cualquier tipo de costa.</p> <p>Posibilidad de utilizar información detallada sobre los ecosistemas; sus características y localización exacta.</p> <p><b>LIMITACIONES:</b> A veces no está accesible la información batimétrica de alta resolución, especialmente en zonas someras de ecosistemas.</p> <p>Necesidad de hacer campañas de campo para recopilar datos (ej., distribución y características de la vegetación).</p> <p>Aunque los efectos no lineales y las ondas infragravitatorias estén incluidas en algunos modelos numéricos, suelen estar basadas en parametrizaciones que solo se han validado para situaciones específicas y que, posiblemente, no se corresponden con las condiciones del estudio.</p> <p>Alto coste computacional para ejecutar modelos de procesos, especialmente si resuelven ola a ola las dinámicas (ej. modelos RANS como IH2VOF).</p> <p>Simplificaciones estadísticas para reducir el número de eventos a simular.</p> <p>Pocas diferencias en el modelado de la interacción flujo-vegetación, porque la rotura también está parametrizada en los modelos más sofisticados, y las fuerzas que se oponen al movimiento del fluido no se pueden calcular directamente, a menos que se disponga de datos geométricos del ecosistema.</p>
	<b>b) Cota de Inundación en costa</b>	<p>Cota de inundación calculada cada 2 km de costa.</p> <p>Cálculo desacoplado de la propagación (olas y niveles) y de la cota de inundación.</p> <p>Cálculo de la cota de inundación como suma lineal de las componentes de nivel.</p> <p>Formulaciones semiempíricas para obtener las componentes de swash y surf-beat (Stockdon et al., 2006)</p> <p>Reconstrucción estadística de las series temporales históricas de cota de inundación.</p> <p>Régimen extremal de la cota de inundación mediante ajuste de máximos a una distribución Generalizada de Pareto-Poisson.</p>	<p><b>VENTAJAS:</b> Fórmula semiempírica de run-up aplicable a perfiles con ecosistemas tipo arrecife de coral, gracias a su similitud con perfiles con barra de arena.</p> <p>El run-up incluye la contribución de la onda infragravitatoria (surf-beat).</p> <p>Las técnicas estadísticas aplicadas permiten reconstruir por completo la serie temporal de cota de inundación para todo el periodo histórico, de tal forma que podamos definir probabilísticamente el impacto.</p> <p><b>LIMITACIONES:</b> Posibles inconsistencias en el cálculo de la cota de inundación al mezclar distintos métodos para calcular sus componentes.</p>	<p>Datos de nivel (cota de inundación) en mallas bidimensionales de alta resolución (~100m) o sobre perfiles cada menos de 100 metros.</p> <p>Cálculo acoplado de la propagación (olas y niveles) y de la cota de inundación mediante modelos numéricos.</p> <p>Cálculo numérico de todas las componentes de la cota de inundación, incluidas el swash y el surf-beat.</p> <p>Propagación de toda la serie histórica sin necesidad de reconstruir estadísticamente (en el caso de utilizar modelos de propagación 1D), o propagación de los casos seleccionados previamente (ej. método MDA) y reconstrucción estadística de toda la serie de cota de inundación.</p>	<p><b>VENTAJAS:</b> El uso de modelos acoplados que calculan directamente la cota de inundación evita inconsistencias en el cálculo de sus componentes.</p> <p>Se pueden usar modelos que incluyen el efecto de las ondas infragravitatorias sin usar formulaciones semiempíricas.</p> <p><b>LIMITACIONES:</b> Gran coste computacional, de tal forma que si se usan modelos de alta resolución (ej. modelos que resuelven la fase), solo se puede simular un número reducido de casos.</p> <p>Resultados de nivel de agua en costa obtenidos a alta resolución, gracias a la posibilidad de tener acceso a modelos digitales del terreno y batimetrías de mucha precisión (~10m).</p>

			<p>Limitaciones por la adaptación de la formulación semi-empírica de run-up a perfiles distintos de aquellos para los cuales fue concebida.</p> <p>Errores en el cálculo de la cota de inundación en zonas de bahías cerradas.</p>	<p>No será necesario estudiar el régimen extremal de cota de inundación si el siguiente paso (cálculo de la superficie inundada), está acoplado a las propagaciones.</p>	
4	<b>Cálculo de inundación en tierra</b>	<p>Cálculo desacoplado de propagaciones-cota de inundación-superficie inundada.</p> <p>Método “bathtub” para inundar.</p> <p>Modelo digital del terreno global de ~30m de resolución que delimita, por tanto, la resolución de la capa de inundación calculada.</p> <p>Análisis estacionario de la inundación: Se obtiene la máxima extensión de la lámina de agua en tierra para un evento concreto (ej. inundación de 10 años de periodo de retorno) sin calcular la evolución temporal</p>	<p><b>VENTAJAS:</b></p> <p>Bajo coste computacional para calcular la inundación.</p> <p>No requiere pre-procesar la topografía y crear una malla numérica para las ejecuciones.</p> <p>Permite cubrir grandes dominios espaciales en cada simulación (tramos de costa de más de 1,000 km).</p> <p>No necesitan tantos datos como los de modelos de procesos (ej. el RFSM-EDA necesita información del tipo de suelo para asignarle una rugosidad y poder simular).</p> <p>Si la topografía disponible es de baja calidad (&gt;30m), proporciona los mismos resultados que modelos de procesos más complejos, como el RFSM-EDA.</p> <p>El cálculo desacoplado de las propagaciones, de la cota de inundación y del posterior cálculo de la superficie inundada hace más flexible la metodología para no tener que repetir las simulaciones si en el futuro disponemos de mejores datos socioeconómicos (ej. si conseguimos un mejor modelo digital del terreno, basta con repetir el paso 4, y no será necesario volver a propagar).</p> <p><b>LIMITACIONES:</b></p> <p>La inundación obtenida no tiene en cuenta la rugosidad del terreno ni otras fuentes de aporte de agua, como ríos, precipitación, etc.</p> <p>Se sobreestima la inundación.</p> <p>Análisis estacionario (solo conocemos la situación inicial y final).</p> <p>No permite obtener otras variables que pueden condicionar el nivel de daño, como la velocidad del flujo cuando se inunda la costa.</p> <p>Inconsistencia entre la resolución de la cota de inundación (~2 km) y la resolución a la que está la topografía (~30 m).</p>	<p>Posibilidad de cálculo acoplado de propagaciones-cota de inundación-superficie inundada mediante modelos numéricos de procesos (ej. IH2VOF, IHFOAM, ADCIRC)</p> <p>Si se desacopla la cota de inundación del cálculo de la superficie inundada, se pueden usar modelos de procesos para simular la entrada de agua en tierra (ej. RFSM-EDA)</p> <p>Modelo digital del terreno de hasta 1m de resolución (LIDAR), permitiendo calcular con ese mismo nivel de detalle la capa de inundación.</p>	<p><b>VENTAJAS:</b></p> <p>Modelo de inundación que tiene en cuenta la rugosidad del suelo, el aporte de agua de otras fuentes (ej. ríos, precipitación) y las pérdidas de agua por infiltraciones.</p> <p>Análisis no estacionario (Podemos conocer la evolución temporal de la mancha de inundación).</p> <p>Se pueden calcular las velocidades del flujo de agua, variable importante para cuantificar el daño.</p> <p>Consistencia entre la resolución del input del modelo (cota de inundación conocida en una malla de resolución del orden de pocos metros) y la resolución de los modelos digitales del terreno locales (~1m).</p> <p>Modelo eficiente computacionalmente.</p> <p><b>LIMITACIONES:</b></p> <p>Tareas completas de preproceso: tratamiento de la topografía y línea de costa para obtener la malla de cálculo.</p> <p>Aplicable a dominios espaciales pequeños (&lt;100 km).</p> <p>Para que los resultados sean realistas, los modelos de procesos de inundación necesitan topografía de alta resolución (~5 m), no siempre disponible.</p> <p>Requiere recopilar muchos datos sobre las características del suelo para introducir coeficientes de rugosidad, presencia de infraestructuras de defensa, edificios...</p> <p>Número de simulaciones limitado, permitiendo calcular solo la inundación asociada a periodos de retorno concretos y no series temporales.</p> <p>Si se simula la inundación acoplada a los procesos de transformación de olas y mareas (pasos 3a y 3b), además del alto coste computacional de los modelos capaces de hacerlo, tendremos menos flexibilidad para mejorar la resolución de la inundación si disponemos de un modelo digital del terreno mejorado. En ese caso habría que repetir desde el paso 3a.</p>
5	<b>Estimación de los daños y beneficios socioeconómicos</b>	<p>Datos globales de distribución de población GPW (1km) o WorldPop (100m).</p> <p>Datos globales de distribución de stock industrial y residencial GAR15 (5km).</p> <p>Datos globales de indicadores económicos, agregados por país, necesarios para estimar la distribución espacial de capital construido a una resolución del mismo orden de magnitud que la distribución de población WorldPop (~100m), como por ejemplo PIB, PIB per cápita o capital construido por país (Fuente: Banco Mundial).</p>	<p><b>VENTAJAS:</b></p> <p>Datos globales de población, stock e indicadores socioeconómicos disponibles gratuitamente en internet.</p> <p>Mejora constante en resolución y precisión de las bases de datos globales (ej. la distribución de población a 100 m de WorldPop ha mejorado las bases de datos anteriores, gracias al uso de las nuevas técnicas de modelización demográfica).</p> <p><b>LIMITACIONES:</b></p> <p>Los datos económicos están distribuidos a menos</p>	<p>Datos locales recogidos obtenidos de censos de la zona de estudio de distribución espacial de la población.</p> <p>Datos locales de capital construido mediante la elaboración de inventarios de viviendas, industrias, carreteras, mobiliario urbano, etc.</p> <p>Funciones de daño particularizadas para la zona de estudio y para cada uno de los activos que constituyen la totalidad del capital construido.</p>	<p><b>VENTAJAS:</b></p> <p>Posibilidad de utilizar datos locales de alta resolución espacial y disponibilidad de registros históricos.</p> <p>No hay problemas de consistencia de resolución entre los datos socioeconómicos y la resolución espacial de la inundación (~5m).</p> <p>Funciones de daño particularizadas para cada elemento estudiado y teniendo en cuenta no solo la profundidad de la inundación, sino también otras variables como la velocidad del flujo o la persistencia del evento.</p>

		<p>Curvas de daño globales tipo HAZUS o JRC.</p> <p>Curvas de daño globales basadas en ajustes matemáticos (Hinkel et al., 2014a).</p>	<p>resolución que los datos de población (5 km vs 100 m).</p> <p>Algunas bases de datos globales muestran inconsistencia entre las fuentes de información de las que se alimentan.</p> <p>Poca particularización de las funciones de daño.</p> <p>Posibles errores al re-escalar los datos socioeconómicos a la misma resolución que el impacto (ej. pasar la distribución de stock, que está a 5 km, a 30 m).</p>	<p>Funciones de daño en función de la profundidad de la inundación, de la velocidad del flujo de agua al entrar y de la persistencia del impacto.</p>	<p>Acceso a registros históricos de consecuencias tras un evento que permitan calibrar las funciones de daño o validar los resultados obtenidos (número de personas afectadas y capital construido perdido).</p> <p><b>LIMITACIONES:</b> Zonas donde no hay censos poblacionales obligan a tener que usar bases de datos globales.</p> <p>Heterogeneidad y discrepancias entre bases de datos locales que puede generar resultados no comparables entre distintas localizaciones.</p>
	<b>Aplicaciones</b>	<p>Las valoraciones de servicios ecosistémicos a escala global están pensadas para poner en alerta a la sociedad sobre la importancia de conservar nuestros ecosistemas y para identificar zonas críticas donde sea prioritario implementar medidas de adaptación basadas en soluciones naturales.</p>	<p><b>VENTAJAS:</b> La mayor parte de las metodologías globales de análisis de riesgo se basan en indicadores de la amenaza (Hazard) y de la vulnerabilidad, obviando los procesos. Esta metodología, sin embargo, además de ser aplicable a escala global, está sustentada por modelos de procesos que, con la ayuda de herramientas estadísticas, permiten simular series históricas de las amenazas y calcular probabilísticamente el riesgo.</p> <p>Al ser un análisis probabilístico, además de darnos la magnitud y la probabilidad de ocurrencia de un servicio, nos informa de la incertidumbre de las predicciones realizadas.</p> <p><b>LIMITACIONES:</b> Requiere simplificaciones y una correcta elección de los datos, herramientas y técnicas utilizadas para no acumular excesivos errores ni inconsistencias.</p>	<p>Los estudios locales tienen como objetivo valorar servicios ecosistémicos en zonas concretas para implementar medidas de reducción de riesgo de inundación basadas en la conservación y restauración de los ecosistemas presentes.</p>	<p><b>VENTAJAS:</b> Permite obtener valores del servicio de protección frente a inundación de los ecosistemas de una zona de estudio local con mucha precisión y poca incertidumbre.</p> <p><b>LIMITACIONES:</b> Al utilizar bases de datos de alta resolución y modelos numéricos con un alto coste computacional, no se pueden simular un número de casos suficiente como para obtener los daños en términos anuales.</p> <p>Los resultados obtenidos son exclusivos de la zona de estudio y no son comparables o extrapolables a otros lugares.</p>

**Tabla 2.4: Escala global vs escala local.** Comparación de modelos, y datos utilizados habitualmente en estudios de escala global y en estudios de escala local. También se incluye información sobre las ventajas y limitaciones de cada aproximación. Fuente: Elaboración propia.



## Capítulo 3

# **Valoración a escala global del servicio de protección frente a inundación costera de los arrecifes de coral**

### **3.1 Introducción**

Los arrecifes de coral y los manglares son dos de los ecosistemas que mayor beneficio económico, humano y social, aportan a la población (Mehvar et al., 2018). Pero ambos se han ido degradando a un ritmo preocupante durante las últimas tres décadas debido a las crecientes amenazas del desarrollo de la costa: extracción de material del arrecife, deforestación de grandes superficies de manglar, sobreexplotación pesquera y agrícola, impacto de los temporales, cambios en las condiciones ambientales, etc. La comunidad científica y las agencias internacionales, incluido el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) y el Banco Mundial (WB), han expresado su preocupación por el actual estado de conservación de los arrecifes de coral y manglares, así como la pérdida de beneficio que la degradación de estos dos ecosistemas podrían desencadenar (The World Bank, 2014; Wong et al., 2014).

Los arrecifes de coral están viviendo episodios de blanqueamiento debido al cambio de temperatura y acidez de los océanos (Hughes et al., 2017; Van Hooidonk et al., 2014); pero, además, está previsto que tanto la temperatura y acidez de los océanos como el blanqueamiento de los corales se incrementen en el futuro debido al cambio climático (Hoegh-Guldberg et al., 2008). Estos corales blanqueados son más propensos a disolver sus estructuras carbonatadas (Alvarez-Filip et al., 2009; Perry and Morgan, 2017; Sheppard et al., 2005; Yates et al., 2017) y a erosionarse por efecto de los temporales marítimos (Fabricius et al., 2013; Puotinen et al., 2016), aumentando la profundidad relativa sobre las crestas, aplanando su superficie y reduciendo la rugosidad del fondo marino. El cambio en el estado de

conservación de los corales tiene los siguientes efectos sobre la transmisión de la energía del oleaje a través del arrecife (Monismith, 2007): menor rotura de olas sobre las crestas arrecifales, menor disipación de energía por fricción del fondo y un incremento del set-up en costa.

La preocupación por mejorar las técnicas de valoración de servicios ecosistémicos radica en la necesidad de aportar resultados con fundamento científico que sensibilicen a instituciones públicas (gobiernos) y empresas privadas (aseguradoras, negocios turísticos, industria) sobre la magnitud del beneficio recibido de la naturaleza. Esta sensibilización, que empieza con la puesta en valor de los ecosistemas a escala global, pretende promover políticas medioambientales que fomenten la conservación y restauración de los ecosistemas. Por tanto, una mejora en las técnicas de cuantificación de los servicios ayudaría a cumplir varios de los objetivos en materia de reducción de riesgo y gestión del medio ambiente (Macdonald and Corson, 2012; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Pascal et al., 2016; Polasky et al., 2015).

Desde 1997, se han realizado asiduamente valoraciones de servicios ecosistémicos globales a partir de meta-análisis de otros estudios de menor escala (Costanza et al., 1997; de Groot et al., 2012; Mehvar et al., 2018). También se han hecho estudios deterministas a escala local y nacional, utilizando modelos de procesos (Arkema et al., 2015; Barbier, 2007; Barbier et al., 2013; Broekx et al., 2011). En otras evaluaciones de riesgo de inundación se han aplicado enfoques probabilísticos a nivel de país (Hall et al., 2003). Sin embargo, todavía no se ha abordado un análisis a escala global, de alta resolución, utilizando modelos de procesos y bajo un enfoque probabilístico.

Analizar a escala global el servicio de protección costera de un ecosistema contribuye a poner en valor los beneficios de la naturaleza y homogeneizar los resultados obtenidos bajo unos mismos métodos, herramientas y bases de datos. La consistencia de los resultados es la principal ventaja de abordar este tipo de estudios globalmente y de forma simultánea. Otras estrategias de metaanálisis a partir de valoraciones locales serían difícilmente comparables entre sí.

Que se trate de un estudio global no significa sacrificar la resolución de los resultados obtenidos. De hecho, para representar bien los procesos físicos de interacción del flujo con la vegetación, es necesario abordar el problema a una escala espacial que capte dichos procesos, es decir, del orden de metros. Esto, que en la mayor parte de los casos es una limitación para quienes quieren hacer estudios globales, para nosotros ha sido un punto a favor, pues nos va a permitir agregar la valoración ecosistémica desde unidades locales (pocos kilómetros de costa), pasando por unidades nacionales (países) y también a nivel mundial. Agregar a diferentes escalas los resultados permite dar respuesta a distintas necesidades: la agregación global sirve para sensibilizar a la población y asignar un primer valor al servicio del ecosistema. La valoración nacional informa a los países del grado de importancia de sus ecosistemas como mecanismos de defensa, y permite establecer prioridades en política internacional si se comparan los rankings de países que reciben mayor beneficio. Por último, la

agregación a escala local, en unidades de unos pocos kilómetros de costa, aporta la información necesaria para poner en práctica medidas concretas de gestión del ecosistema, orientadas a conservar y restaurar el patrimonio natural.

No es lo mismo evaluar un servicio ecosistémico como el de turismo, por ejemplo, donde el mayor peso de la valoración recae en la parte socioeconómica, que un servicio como el de protección contra inundación, donde el mayor esfuerzo se centra en modelar correctamente los procesos físicos implicados en el cálculo de las amenazas y del impacto. En este segundo caso, encaja mejor un enfoque probabilístico gracias a la disponibilidad de series históricas globales de variables climáticas, como el oleaje (Perez et al., 2017; Reguero et al., 2015), la marea meteorológica (Cid et al., 2017), la marea astronómica (Ray, 1999), el nivel medio del mar (Church et al., 2004; Church and White, 2011), la presión atmosférica y el viento (Compo et al., 2011).

Por otra parte, para estudiar probabilísticamente el servicio de protección frente a inundación costera que aportan los arrecifes de coral y los manglares permite obtener predicciones de largo plazo y su probabilidad de ocurrencia, así como controlar en todo momento la incertidumbre inherente a la valoración. Como se ha explicado en el capítulo 2, para llevar a cabo con éxito un estudio probabilístico de valoración ecosistémica a gran escala, deben cumplirse una serie de requisitos: disponibilidad de series temporales históricas de los fenómenos meteorológicos suficientemente extensas en el tiempo (>30 años); homogeneidad temporal y espacial entre las bases de datos; consistencia en términos de resolución temporal y espacial entre bases de datos de distinta naturaleza (por ejemplo, entre la resolución espacial del MDT y la de la capa de población o activos); modelos numéricos capaces de reproducir procesos físicos de pequeña escala (<1km), y recursos computacionales de cálculo para poder aplicar estos modelos a escala global. La falta de datos globales homogéneos ha sido siempre el factor limitante para abordar estudios de inundación a gran escala (Moel et al., 2015; Wolff et al., 2016). Por eso, gran parte de las valoraciones globales que se han hecho son meta-análisis de otras valoraciones ecosistémicas locales (Costanza et al., 1997; de Groot et al., 2012).

Por tanto, utilizando modelos de procesos y un enfoque probabilístico, hemos estimado el beneficio anual esperado que proporcionan los arrecifes de coral, que protegen a las personas e infraestructuras de la inundación costera debida tanto a eventos extremos poco frecuentes (huracanes) como a condiciones climáticas regulares extremas (mar de fondo). Basándonos en la metodología descrita en el capítulo 2, comparamos la inundación asociada a distintas probabilidades de ocurrencia (periodos de retorno) ante los escenarios con y sin ecosistema. A partir de las capas de inundación obtenidas, estimamos el área, número de personas y capital construido inundado, a lo largo de toda la costa, en presencia de arrecifes de coral, a 90 metros de resolución, para después calcular el beneficio anual esperado en términos de reducción de daños, y agregarlo a escala global.

Si bien en muchas zonas de costa podemos encontrar, simultáneamente, arrecifes y otros ecosistemas, hemos querido aislar el efecto de los corales, y valorar su capacidad de protección suponiendo la inexistencia de cualquier otro ecosistema. Con esta aproximación conseguimos valorar el máximo potencial de protección de cada recurso natural y diferenciar los beneficios de cada uno por separado.

Las valoraciones de servicios ecosistémicos raramente son utilizadas directamente para gestionar la costa, porque no suelen estar cuantificadas en términos amigables para los tomadores de decisiones (Beck and Lange, 2016). Por eso la valoración del servicio de protección costera contra inundación a escala global se presenta, en este análisis, en términos de “Beneficios Anuales Esperados” (Arnell, 1989), un parámetro estadístico que solo se puede obtener si se evalúan probabilísticamente los daños. Al anualizar los beneficios, se está incluyendo información de la magnitud y probabilidad de ocurrencia de la protección ecosistémica, lo cual resulta útil para incorporar este servicio en la toma de decisiones a escala global y en políticas internacionales.

## 3.2 Resumen de la metodología

Para estimar el papel que juegan los arrecifes de coral como elementos de protección de la costa a escala global, nos hemos basado en trabajos previos que examinan los efectos de la inundación sobre la población y el capital construido en grandes dominios (Reguero et al., 2015). La estimación de daños se ha hecho siguiendo la función probabilística de “daños anuales esperados” (Arnell, 1989), usada habitualmente en ingeniería y en el sector de los seguros, y recomendada para la evaluación de servicios de protección costera de distintos tipos de hábitat (Barbier, 2015; Beck and Lange, 2016; Pascal et al., 2016). La diferencia entre los daños esperados en presencia del ecosistema y en el caso hipotético de perderlo nos da el beneficio esperado o servicio de protección frente a inundación. Para poder abordar este análisis a escala global, se han seguido los pasos de la metodología general descrita en el capítulo 2, con las siguientes particularidades en el caso de arrecifes de coral.

En primer lugar, se ha hecho una segmentación de toda la costa del mundo donde hay corales (105.300 km analizados) y se han trazado 52.650 perfiles perpendiculares al frente litoral cada 2 km, cortando los ecosistemas transversalmente (ver perfil tipo teórico de la Figura 2.4).

En segundo lugar, se han agrupado los perfiles en unidades de 20 kilómetros (10 perfiles por unidad), creando áreas locales de estudio extendidas 20 km hacia tierra y 10 km hacia el mar, denominadas teselas. Esta subdivisión de la costa es muy útil para visualizar resultados a escala local e identificar las zonas más vulnerables a la pérdida de ecosistemas.

En tercer lugar, se estiman las dinámicas marinas “offshore” a partir de series temporales históricas horarias de 32 años (desde el 1979 hasta 2010, ambos inclusive) de oleaje (altura significativa, periodo de pico, dirección), marea astronómica, marea meteorológica (percentil del 95%) y nivel del mar, que ya han sido validadas en múltiples ocasiones con datos instrumentales (Cid et al., 2017; Perez et al., 2017).

En cuarto lugar, se hace una selección de estados de mar representativos con el algoritmo MDA (Camus et al., 2011b).

En quinto lugar, las dinámicas de oleaje y nivel de los estados de mar seleccionados se propagan hasta el punto “offshore” de cada perfil de costa (a 50 metros de profundidad) y posteriormente a través del ecosistema (propagación 1D), con los modelos presentados en el capítulo 2, que tienen en cuenta los procesos de asomeramiento, rotura y fricción de fondo, para, finalmente, obtener el nivel total de agua en costa, también llamado Cota de Inundación (CI), como suma lineal de cada componente de nivel.

El sexto paso consiste en reconstruir estadísticamente (Hardy, 1990; Rippa, 1999) la serie histórica de 32 años de datos de Cota de Inundación (Camus et al., 2011a) y hacer un ajuste de extremos Pareto-Poisson para obtener la magnitud del impacto asociado a diferentes periodos de retorno.

En séptimo lugar, utilizamos un modelo de inundación para calcular la mancha de agua sobre la topografía e identificamos el número de personas e infraestructuras expuestas a una resolución de 90 metros, que agregamos a escala de 20 kilómetros para que los resultados se puedan visualizar y sean de utilidad.

Finalmente, utilizamos una función de vulnerabilidad (Hinkel et al., 2014b) para obtener los daños por periodo de retorno, a partir de los cuales calculamos el daño anual esperado.

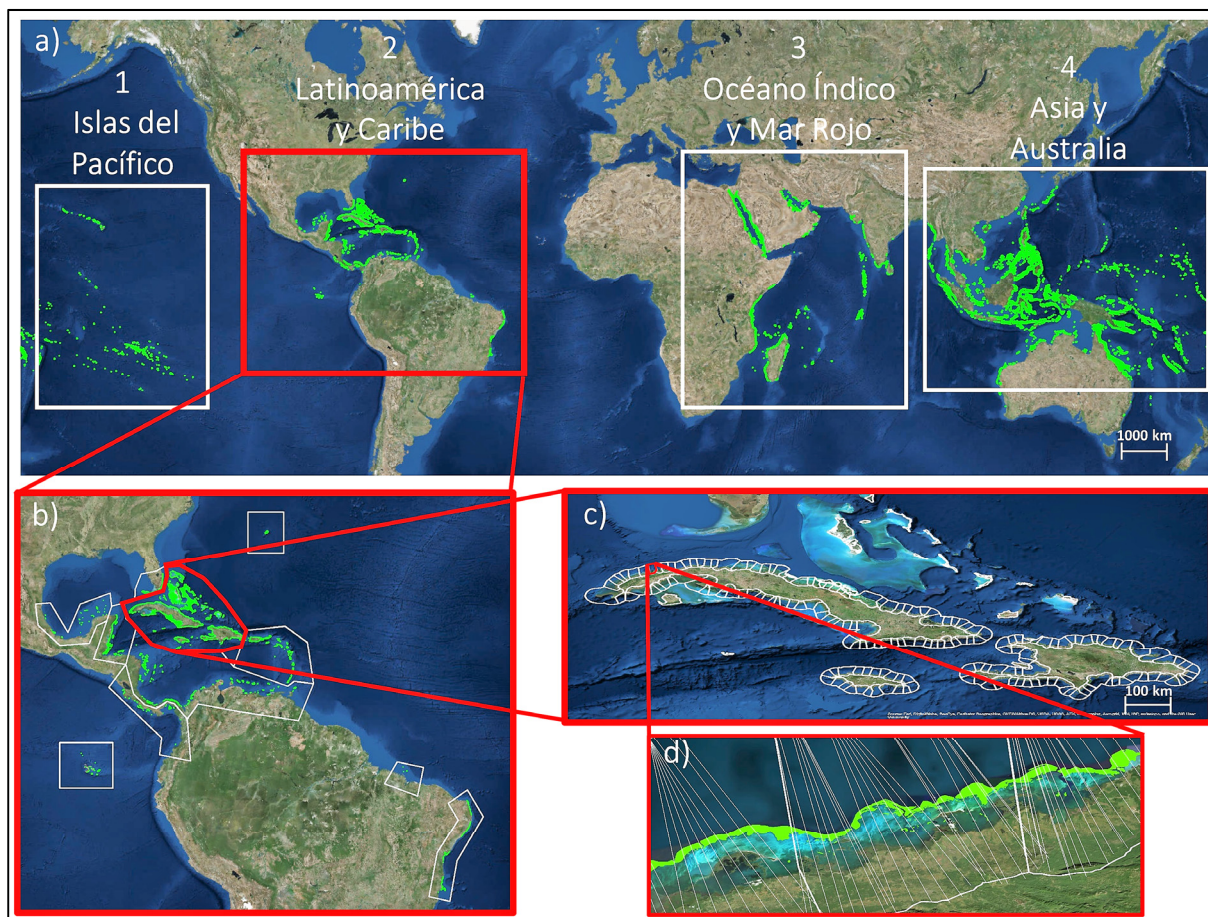
Este proceso se lo aplicamos al escenario de conservación actual de los arrecifes de coral y obtenemos el daño por inundación que se produce hoy en día en las regiones con estos ecosistemas.

Repetimos desde el quinto paso para el escenario sin arrecifes de coral, aumentando 1 metro la profundidad relativa sobre la cresta del arrecife y reduciendo la fricción del ecosistema. La diferencia del daño del escenario sin coral y el escenario con coral nos da el valor del servicio de protección frente a inundación costera.

### **3.3 Descripción de la zona de estudio**

Al tratarse de un análisis de escala global, la zona de estudio abarca todas las áreas de costa del planeta donde hay arrecifes de coral, cubriendo un total de 105.300 km. La distribución global de

arrecifes de coral ha sido recogida de numerosas colaboraciones entre científicos e instituciones (Spalding et al., 2001) y actualizada recientemente en el marco del proyecto “Reefs at Risk Revisited Project database” (Burke et al., 2011). Estos ecosistemas se localizan en latitudes bajas y su presencia y diversidad disminuye a medida que nos alejamos del ecuador, tanto hacia el norte como hacia el sur. Mientras la mayor variedad de especies la encontramos en el sudeste asiático, las costas del océano Atlántico y del Océano Índico presentan una menor riqueza biológica (Spalding et al., 2001).



**Figura 3.1: Subdivisión de las zonas de coral.** Diferentes niveles de subdivisión del mundo para abordar el estudio de protección frente a inundación costera. (a) Macro-regiones, (b) Sub-regiones en la zona de Latinoamérica y Caribe, (c) Teselas cada 20 km de costa en la Sub-región del Caribe Norte, (d) Perfiles cada 1 km de costa en el Norte de Cuba. Fuente: Elaboración propia.

Para el estudio realizado hemos subdividido el mundo en cuatro macro-regiones (Panel “a” de la Figura 3.1): (1) Islas del Pacífico, (2) Latinoamérica y Caribe, (3) Océano Índico y Mar Rojo y (4) Asia y Australia. El estado de conservación de los arrecifes de coral en cada una de ellas es diferente, lo que modifica los coeficientes de fricción ( $f_w$ ) del ecosistema. Asumimos que el mejor estado de conservación de coral se da en las Islas del Pacífico y Asia ( $f_w=0.2$ ), seguido del Océano Índico y Mar Rojo, y la costa del Pacífico Oeste ( $f_w=0.16$ ), mientras que los arrecifes de Latinoamérica y Caribe presentan el peor estado de conservación ( $f_w=0.14$ ). Para establecer estos coeficientes de fricción y su distribución global utilizamos la Tabla 2.3, adaptada de estudios anteriores que proponen valores de este coeficiente en función de la situación del ecosistema (Nunes and Pawlak, 2008; Sheppard et al., 2005).

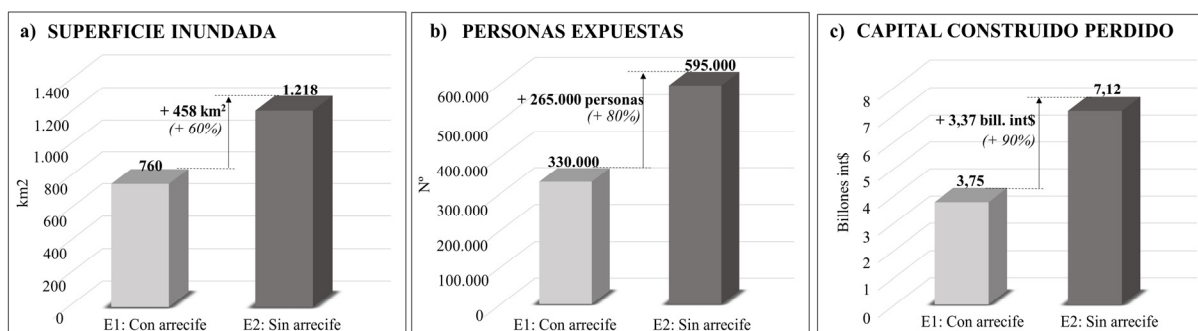
Estas macro-regiones fueron divididas, a su vez, en un total de 39 sub-regiones con el objetivo de facilitar los cálculos y el manejo de datos. La subdivisión se hizo separando islas y continentes (Panel “b” de la Figura 3.1).

En cada una de ellas utilizamos una línea de costa de 100 metros de resolución (NOAA Global Self-consistent, Hierarchical, High-resolution Geography Database (GSHHG)), a partir de la cual se han trazado transectos aproximadamente perpendiculares a la costa cada 1 km (Panel “d” de la Figura 3.1). El criterio para orientar los perfiles ha sido dibujarlos en la dirección del máximo gradiente batimétrico, medido sobre la base de datos GEBCO (General Bathymetric Chart of the Oceans). Con esto conseguimos que, en su mayoría, los frentes de oleaje lleguen a los perfiles completamente refractados y no se produzcan excesivas pérdidas de energía por los efectos bidimensionales de la propagación. La longitud de los perfiles hacia el mar varía en cada punto, pues el extremo “offshore” de los transectos debe estar siempre ubicado, al menos, a 50 metros de profundidad. Con este criterio aseguramos cubrir todo el ecosistema y que las olas lleguen a los perfiles aún en condiciones de profundidades indefinidas. Una vez creada la segmentación de la costa, que servirá de soporte para modelar los procesos físicos de propagación de olas y mareas, creamos unidades de estudio cada 20 perfiles (20 kilómetros), que se extienden hasta 10 km tierra adentro y 30 km hacia el mar (Panel “c” de la Figura 3.1). Estas unidades que hemos llamado teselas nos van a servir para agregar los resultados socioeconómicos que se obtienen del estudio de valoración ecosistémica.

## 3.4 Resultados

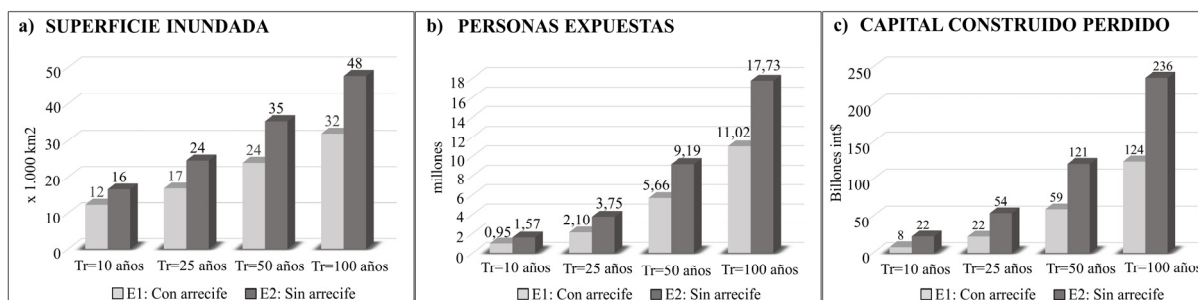
### 3.4.1 Beneficios globales agregados

Globalmente los arrecifes de coral evitan que se inunden 458 km<sup>2</sup> cada año, protegen a más de 260.000 personas en todo el mundo y reducen los daños de inundación esperados en 3,37 billones de dólares anuales. Esto significa que, si desaparecieran todos los arrecifes de coral, el incremento porcentual de superficie inundada sería de un 60%, el de personas afectadas un 80% y el de capital construido perdido de un 90% (Figura 3.2).



**Figura 3.2: Daño y beneficio anual esperado.** Daños anuales esperados con arrecifes de coral (E1) y sin arrecifes de coral (E2) y beneficios anuales esperados (E2-E1). Los daños y beneficios están expresados en términos de (a) Superficie inundada (km²), (b) número de personas expuestas a la inundación y (c) capital construido perdido (billones int\$). Fuente: Elaboración propia.

Si analizamos el reparto del beneficio en función de la probabilidad de ocurrencia de un evento de inundación, vemos que, para periodos de retorno bajos, de 10 años, la presencia de arrecifes de coral evita una inundación de 4.200 km², protege a casi 630.000 personas y evita pérdidas económicas de más de 14 billones de dólares. En términos porcentuales, la pérdida total del ecosistema supondría un 30% más de superficie inundada, un 66% más de personas afectadas y un 183% más de pérdidas económicas (Figura 3.3).



**Figura 3.3: Daño por periodo de retorno.** Daños por periodo de retorno con arrecifes de coral (E1) y sin arrecifes de coral (E2) para eventos de distinto periodo de retorno (Tr=10, 25, 50 y 100 años). Los daños están expresados en términos de (a) Superficie inundada (miles de km²), (b) número de personas expuestas a la inundación (millones de personas) y (c) capital construido perdido (billones de dólares internacionales). Fuente: Elaboración propia.

Pero los arrecifes no solo ofrecen protección frente a eventos frecuentes (anuales o asociados a periodos de retorno inferiores a 10 años), sino que además protegen frente a inundaciones extremas y menos habituales, con periodo de retorno de 100 años. Frente a estos eventos, la magnitud de los daños evitados se multiplica en términos de superficie inundada, con 15.700 km² menos (49%); en términos de personas, con 6,7 millones menos afectadas (61%), y en términos de capital construido, con 112 billones de dólares menos perdidos (91%).

La interpretación de los resultados dependerá de si los expresamos en términos porcentuales o en términos absolutos. La comparación porcentual entre el incremento de las consecuencias de la inundación para eventos de 10 y 100 años de periodo de retorno demuestra que, tal y como están actualmente los arrecifes de coral, los eventos menos extremos (Tr=10 años) producen mucho menos daño que los eventos más severos (Tr=100 años) y, por tanto, porcentualmente los corales aportan un



mayor beneficio frente a tormentas menos extremas. Lo contrario sucede si la comparación se hace en términos absolutos, porque los beneficios aportados por los arrecifes ante eventos extremos de 100 años de periodo de retorno son del orden de 10 veces superiores.

### 3.4.2 Beneficios globales por país

A escala nacional, los corales evitan pérdidas económicas anuales del orden de cientos de millones de dólares en los cinco países que más beneficio reciben de este ecosistema, y del orden de millones de dólares en otros 20 países adicionales. Al frente del ranking de países que mayor protección reciben en términos de capital construido, se sitúa Indonesia con 642 millones de dólares, seguido de Filipinas, Malasia, México y Cuba, todos ellos con una protección anual que supera los 400 millones (ranking “c” de la Tabla 3.1).

Si buscamos esos mismos países en la tabla de clasificación por extensión de terreno protegida de la inundación (ranking “a” de la Tabla 3.1), vemos que también se encuentran todos entre los 8 primeros, pero surgen otros países donde la reducción del impacto ( $\text{km}^2$  de inundación evitada) es más significativa que la reducción de pérdidas económicas. Es el caso, por ejemplo, de Bahamas, Honduras y Papua Nueva Guinea, cuyos arrecifes de coral protegen gran superficie de costa con poco valor económico. Esto puede ser motivo de polémica si los gobiernos utilizan exclusivamente los datos económicos e ignoran el capital humano que, en estos países, supera al capital construido. Aquí es donde entra la necesidad de establecer un ranking con una tercera variable que represente el beneficio social (ranking “b” de la Tabla 3.1). En ese ranking, se pone en valor los arrecifes de coral de países donde se ven protegidos zonas más pobres, pero en las que viven más personas. Es, por ejemplo, el caso de Honduras, que está fuera de los 15 primeros en términos económicos, pero se coloca en el puesto 14 en términos de personas protegidas anualmente por sus ecosistemas coralinos.

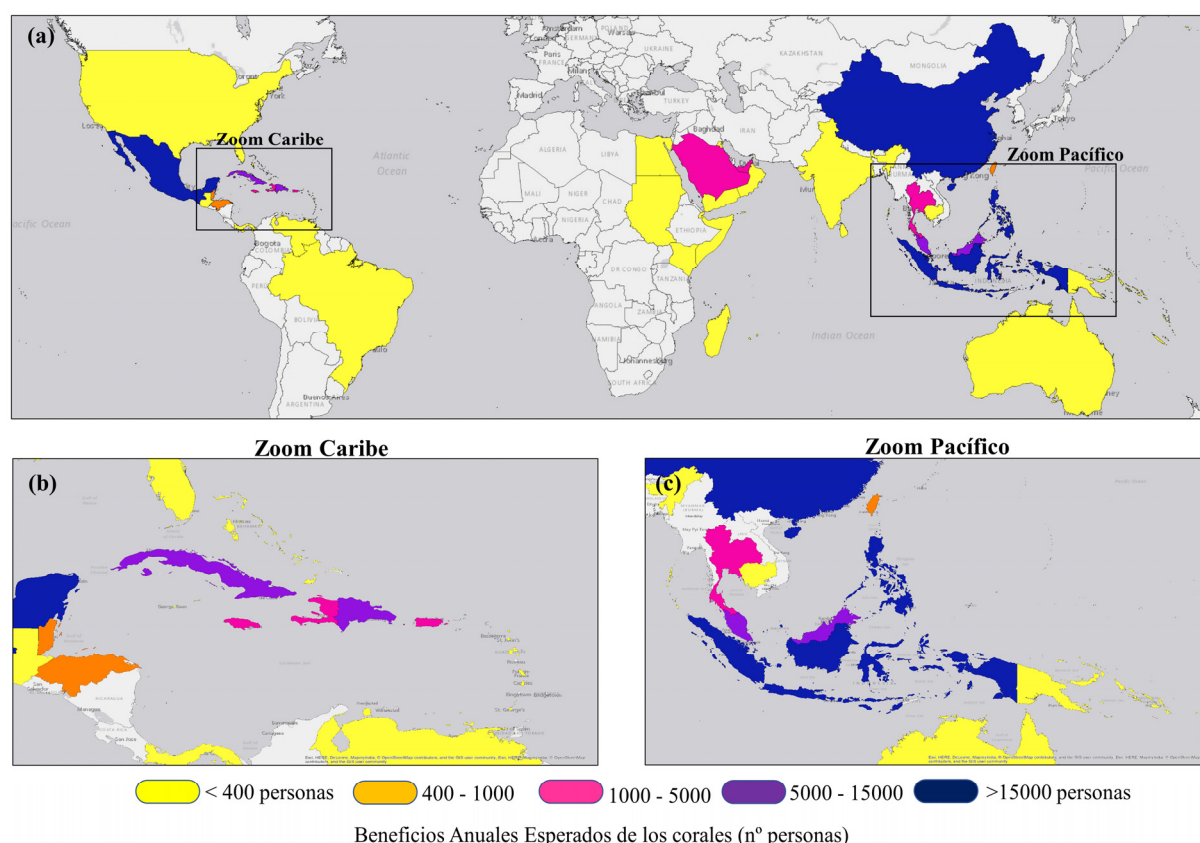
Los beneficios económicos nacionales de los arrecifes de coral pueden ser considerados no solo en términos absolutos de capital, sino también en términos porcentuales, relativos a la economía de cada país. Así, se ha obtenido el ranking de porcentaje de Producto Interior Bruto protegido por los arrecifes, que permite destacar los pequeños países del Caribe y el Pacífico Sur, como las Islas Caimán, Granada, Jamaica, Antigua y Barbuda, Bahamas o Haití (ranking “d” de la Tabla 3.1).

Pero hay países que, tanto en términos absolutos como en términos relativos, se sitúan en puestos cabeceros de beneficios recibidos. Entre ellos, Filipinas, Malasia, Cuba y República Dominicana son naciones expuestas a grandes pérdidas si desaparecieran los corales de sus costas. En los mapas de la Figura 3.4 y Figura 3.5 están representados espacialmente, en términos de población y capital construido protegidos anualmente, los valores de todos los países; y en el mapa de la Figura 3.6, se representan los

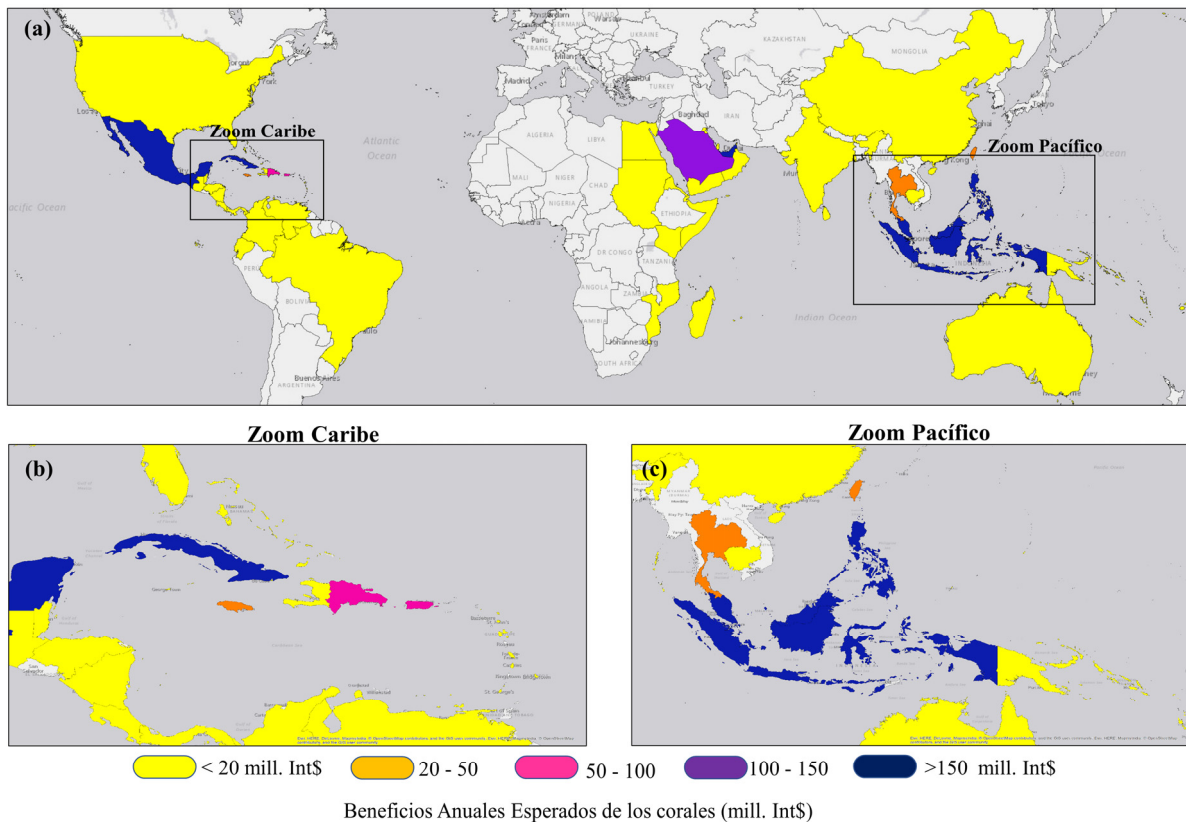
valores de todos los países en términos de porcentaje del PIB. A simple vista podemos identificar dónde son más críticos los beneficios de protección frente a inundación.

PROTECCIÓN ANUAL ESPERADA											
a) Superficie [km <sup>2</sup> ]			b) Personas [n°]			c) Cap. Construido [mill. int\$]			d) % del PIB [%]		
1	Filipinas	89,49	1	Filipinas	75.494	1	Indonesia	642	1	Islas Caimán	2,19
2	Indonesia	85,58	2	China	59.355	2	Filipinas	609	2	Belice	0,53
3	Cuba	76,38	3	Indonesia	56.209	3	Malasia	477	3	Cuba	0,46
4	México	33,94	4	México	15.463	4	México	453	4	Granada	0,36
5	Bahamas	32,05	5	Malasia	12.876	5	Cuba	401	5	Jamaica	0,33
6	Rep. Dominicana	18,12	6	Cuba	8.042	6	Emiratos Árabes	160	6	Filipinas	0,20
7	Arabia Saudi	15,39	7	Rep. Dominicana	6.851	7	Arabia Saudi	138	7	Antigua y Barbuda	0,17
8	Malasia	13,03	8	Tailandia	2.106	8	Rep. Dominicana	96	8	Malasia	0,16
9	Tailandia	9,04	9	Arabia Saudi	1.875	9	Estados Unidos	95	9	Rep. Dominicana	0,13
10	Papua Nueva Guinea	6,10	10	Jamaica	1.732	10	Taiwan	77	10	Bahamas	0,13
11	Honduras	4,75	11	Emiratos Árabes	1.431	11	Jamaica	48	11	Indonesia	0,07
12	Belice	4,15	12	Estados Unidos	1.374	12	Tailandia	46	12	Haití	0,06
13	China	4,01	13	Haití	1.373	13	China	18	13	Emiratos Árabes	0,05
14	Estados Unidos	3,91	14	Honduras	789	14	Bahamas	17	14	México	0,04
15	Jamaica	2,79	15	Belice	702	15	Belice	15	15	Islas Turc. y Caicos	0,04

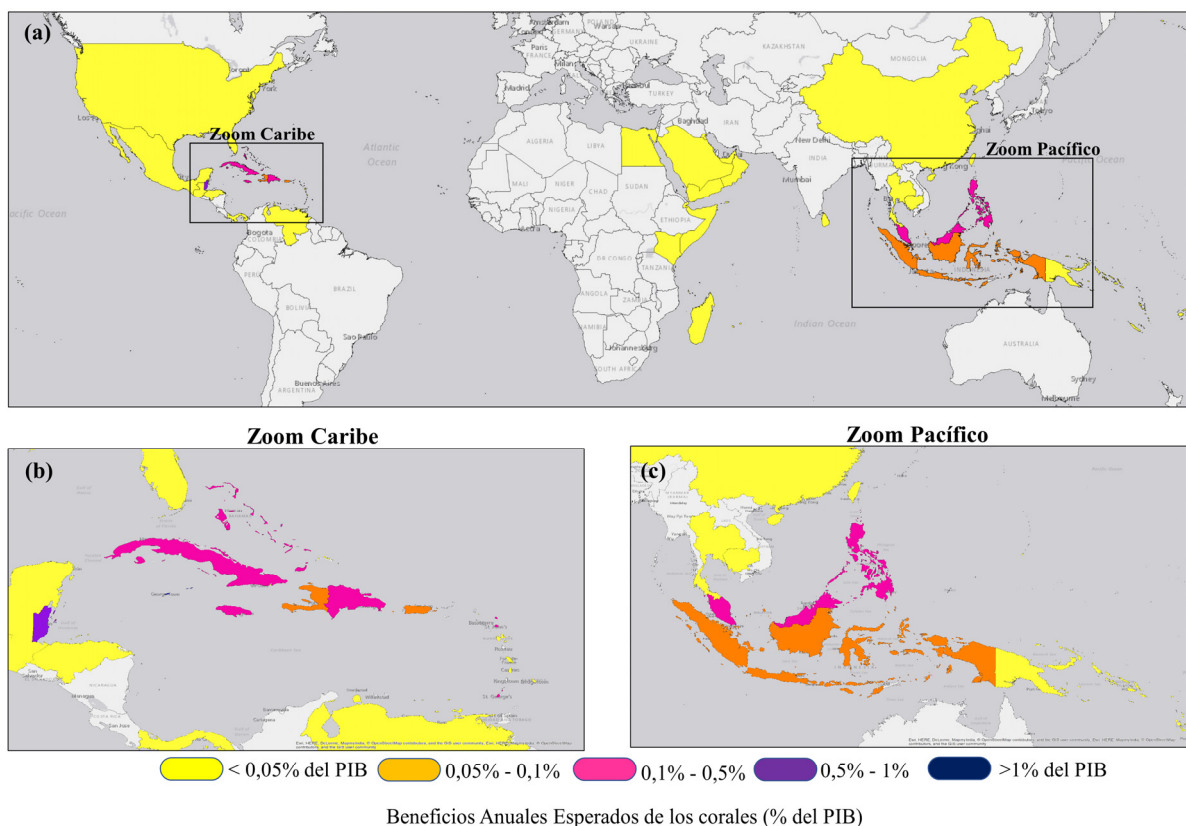
**Tabla 3.1: Ranking de protección anual esperada de arrecifes de coral.** Ranking de países que reciben mayor beneficio anual de los corales, en términos de superficie, personas, capital construido y porcentaje de PIB. Fuente: Elaboración propia.



**Figura 3.4: Personas protegidas por país.** Distribución espacial agregada, a nivel de país, del número de personas protegidas cada año por los arrecifes de coral. El panel (a) muestra la distribución global y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.



**Figura 3.5: Capital construido protegido por país.** Distribución espacial agregada, a nivel de país, del capital construido protegido cada año por los arrecifes de coral. El panel (a) muestra la distribución global y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.

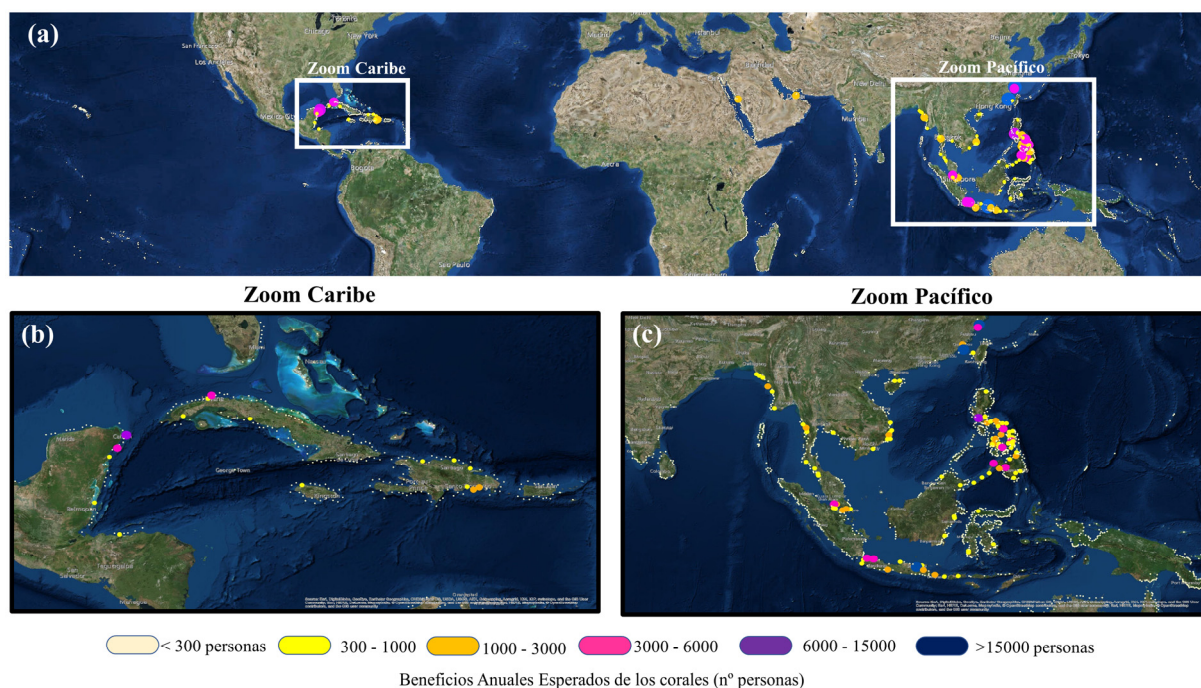


**Figura 3.6: Porcentaje de PIB protegido por país.** Distribución espacial agregada, a nivel de país, del % de PIB nacional protegido cada año por los arrecifes de coral. El panel (a) muestra la distribución global y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.

### 3.4.3 Beneficios globales a pequeña escala

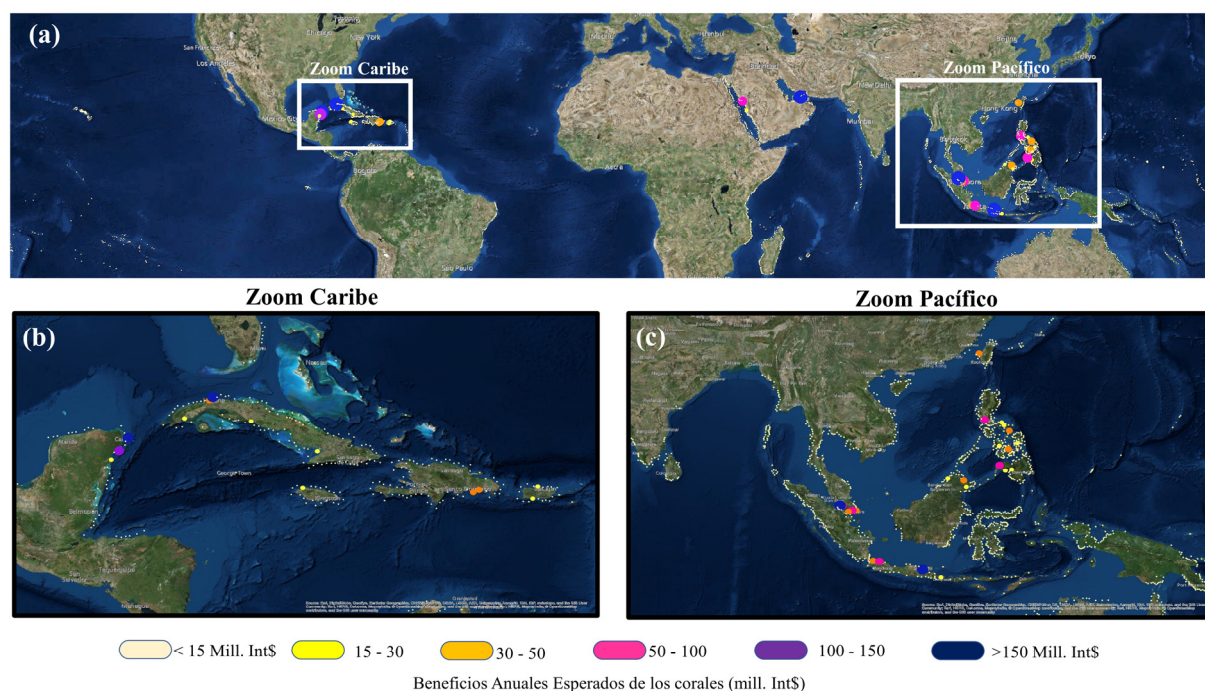
Aprovechando que disponemos de la serie temporal histórica reconstruida del nivel del mar total, de 32 años de duración, cada kilómetro de costa y una topografía de 90 metros de resolución espacial sobre la que hemos inundado y calculado el número de personas y capital construido afectados, hemos hecho una agregación en unidades locales de 20 kilómetros, con el fin de identificar las zonas críticas más propensas a recibir protección de los arrecifes de coral (panel “c” de la Figura 3.1).

Los lugares donde los corales evitan una mayor cantidad de daños sobre las personas están más distribuidos geográficamente que las zonas de mayor protección de capital construido. El capital construido protegido está solo ubicado en el entorno de las principales ciudades, mientras que la población que recibe beneficio de los corales se reparte más uniformemente a lo largo de toda la costa. Esto se observa, por ejemplo, en el Sudeste Asiático (Figura 3.7 y Figura 3.8, panel “c”). A lo largo de la costa de Vietnam, Malasia, Camboya o Tailandia hay más de 20 unidades de estudio con un número significativo de personas protegidas por arrecifes de coral (>300 personas al año por unidad), pero un bajo nivel de protección de capital construido (<15 millones de dólares al año por unidad). En esa misma franja costera, las 5 unidades en las que más valor económico tienen sus arrecifes (>50 millones de dólares al año) coinciden con las ciudades de Singapur (República de Singapur) y Kuala Lumpur (Malasia), pero la inundación afectaría casi en su totalidad a las infraestructuras, y no a la población (<3.000 personas por unidad).



**Figura 3.7: Personas protegidas cada 20 km de costa.** Número de personas protegidas anualmente por los arrecifes de coral de inundación costera. El panel (a) muestra la distribución geográfica global del beneficio esperado cada año. El panel (b) es un zoom en las islas del Caribe y Latinoamérica. El panel (c) es un zoom en la costa del Pacífico Sur y Oeste. Fuente: Elaboración propia.





**Figura 3.8: Capital construido protegido cada 20 km de costa.** Capital construido protegido anualmente por los arrecifes de coral de inundación costera. El panel (a) muestra la distribución geográfica global del beneficio esperado cada año. El panel (b) es un zoom en las islas del Caribe y Latinoamérica. El panel (c) es un zoom en la costa del Pacífico Sur y Oeste. Fuente: Elaboración propia.

### 3.5 Discusión y conclusiones

Este estudio cuantitativo analiza y resalta espacialmente dónde proporcionan mayor servicio de protección los arrecifes, y lo hace a tres niveles de agregación: global, nacional y local. Esto nos permite identificar a diferentes escalas dónde habrá mayor impacto ante la pérdida ecosistémica y dónde es más eficiente gestionar los recursos naturales mediante acciones de conservación y restauración. Es importante destacar que la protección frente a inundación es solo uno de los múltiples servicios que nos pueden aportar los arrecifes de coral (Tabla 1.2), y nuestro análisis se ha limitado a identificar los daños adicionales producidos si se pierde 1 metro de coral y desaparece la parte viva del ecosistema, que es la que proporciona rugosidad al fondo y una mayor capacidad de disipación de olas y reducción de nivel del mar.

Mediante la integración de modelos de procesos para el cálculo de las dinámicas marinas e inundación, y siguiendo un enfoque probabilístico en cada uno de los pasos del estudio de daños producidos en costa, hemos visto que el mayor nivel de protección se obtiene en las zonas tropicales con mayor número de tormentas marinas y mejor estado actual de conservación de los arrecifes de coral, en coincidencia con tramos de costa de poca altitud y gran concentración de población y activos.

En estas áreas más vulnerables y expuestas, los arrecifes de coral proporcionan, a personas e infraestructuras, beneficios de protección frente a inundaciones, especialmente frente a eventos más frecuentes. Por ejemplo, los daños esperados anualmente casi se duplicarían, y los correspondientes a 10 años de periodo de retorno serían el triple si se pierden los arrecifes. Sin embargo, para las situaciones más extremas y menos frecuentes, de 100 años de periodo de retorno, los costes evitados por los corales son del orden de un 90% superior al daño actual en presencia del ecosistema.

Los beneficios de protección son particularmente críticos en islas pequeñas, como las Islas Caimán, Granada, Antigua y Barbuda o Islas Turcas y Caicos, y en países en vías de desarrollo, como Cuba, Belice, Jamaica o Filipinas, que presentan una limitada capacidad (relativa al PIB) para responder a episodios severos de inundación por pérdida de las barreras de defensa naturales (arrecifes de coral). La protección de los arrecifes más someros debería ser la prioridad de estas naciones, como parte crítica del modelo de gestión y adaptación estratégica de la costa, para mejorar la resiliencia ante amenazas futuras, como el aumento del nivel del mar o la mortalidad del coral por episodios de blanqueamiento (Buddemeier and Smith, 1988; Harris et al., 2018; Hoegh-Guldberg et al., 2008; Palumbi et al., 2014; Storlazzi et al., 2015; Woodroffe and Webster, 2014; Yates et al., 2017). Proteger estos ecosistemas supone, además, evitar pérdidas indirectas sobre las actividades económicas en estos países, porque son lugares donde gran parte de su economía depende de sectores relacionados con los arrecifes de coral, como el pesquero o turístico.

Hacer valoraciones explícitas del servicio de protección es particularmente importante en el caso de los arrecifes de coral, pues su rol para mitigar la energía de las dinámicas marinas no es algo fácil de apreciar. Como son ecosistemas subacuáticos, es complicado saber cuándo están degradados, y más difícil aún sería conectar esta degradación con las consecuencias sobre la población y la economía. No ocurriría lo mismo con otros ecosistemas, como los manglares, en cuyo caso una pérdida o degradación del recurso natural sería aparentemente visible y más sencillo de establecer conexiones entre estados de conservación y los daños socioeconómicos adicionales producidos. La complejidad o simplicidad de esta conexión (degradación del ecosistema y daños producidos) tiene mucha influencia en la puesta en marcha de prácticas y políticas de conservación y restauración (Barbier, 2015; Barbier et al., 2013; Beck and Lange, 2016). Pero estas políticas son más eficientes si, además, se desagrega espacialmente y a escala local la variación de los riesgos de inundación, para informar a las instituciones competentes y pequeños inversores locales sobre la eficiencia económica de invertir en conservación y restauración de recursos naturales.

Pero tratar de reproducir, a nivel global, procesos de pequeña escala, como son, por ejemplo, el modelado de la interacción de las olas con el arrecife, o el cálculo de la inundación en tierra, tiene una serie de limitaciones que hay que tener en cuenta para cuantificar la incertidumbre de los resultados de valoración obtenidos. Como se discutirá más adelante (capítulo 6), la mayor limitación a la hora de abordar un estudio de inundación costera es la calidad y resolución de la topografía. Hoy en día, los

modelos de inundación más sofisticados necesitan datos topográficos de alta resolución para proporcionar resultados fiables del nivel de agua en tierra (Jamieson et al., 2012; Lhomme et al., 2008a; Toimil et al., 2017). Dado que la inundación costera está entre uno de los mayores riesgos para las personas y activos mundiales, disponer de datos topográficos de alta resolución en todo el mundo es prioridad urgente. Aunque en los últimos años ha habido un aumento en la disponibilidad de datos de elevación del terreno, también conocidos como Modelos Digitales del Terreno (MDT) o Modelos Digitales de Elevación (MDE), gracias al uso extendido de LIDAR (Light Detection and Ranging); aún quedan lagunas cuando se trata de zonas costeras, pese a los avances en teledetección (Gao, 2009).

Otra fuente de incertidumbre recae sobre la caracterización global de los arrecifes de coral, tanto por el desconocimiento de sus estructuras y rugosidad como por la escasez de datos batimétricos en las zonas arrecifales. Las características físicas del ecosistema condicionan la propagación del oleaje y el cálculo de niveles. Para cubrir esta necesidad, los biólogos deberían añadir medidas simples de profundidad y rugosidad en sus programas de monitoreo sobre los arrecifes. Estas medidas mejorarían la modelización de los procesos hidrodinámicos y, consecuentemente, la estimación del riesgo de inundación en costa.

Desde el punto de vista del modelado hidrodinámico de la propagación de olas y niveles a través del ecosistema, nuestra mayor fuente de incertidumbre reside en considerar los procesos unidimensionalmente. Al propagar el oleaje a través de perfiles, estamos obviando los efectos bidimensionales de la propagación, como, por ejemplo, la refracción y difracción del oleaje o las corrientes longitudinales. Esta fuente de error es pequeña en costas abiertas y longitudinalmente homogéneas, como son, por ejemplo, gran parte de la costa australiana frente a la gran barrera de coral, o la costa de México frente al arrecife Mesoamericano. En estos casos, es razonable abordar unidimensionalmente las propagaciones. Sin embargo, estamos más limitados a la hora de modelar los procesos en zonas de bahías o en archipiélagos con pequeñas islas, donde los procesos bidimensionales de difracción del oleaje juegan un papel importante. Para reducir los errores en estos casos, hemos ampliado el número y las orientaciones de los perfiles en pequeñas islas del Pacífico y Caribe. Esta mayor resolución espacial disminuye el error cometido por considerar los procesos unidimensionalmente. En zonas de bahía o tramos de costa quebrados, solo se ha propagado el oleaje fuera de ellas, asumiendo que dentro de la bahía no hay mar de fondo (puede haber olas de viento de generación local) y que la cota de inundación es el resultado de la contribución de marea astronómica y meteorológica.

Pese a las limitaciones descritas, a las que nos hemos enfrentado en este estudio de valoración global de la protección coralina frente a inundación, nuestro análisis supone una mejora significativa en el ámbito de evaluación del riesgo a gran escala (Hallegatte et al., 2013; Hinkel et al., 2014b; Reguero et al., 2015) en presencia de ecosistemas. En primer lugar, hemos aplicado un enfoque probabilístico en cada paso de la metodología, es decir, en todo momento trabajamos con la combinación de las variables

“magnitud” y la “probabilidad de ocurrencia”. Esto nos ha permitido obtener un gran abanico de resultados, espacial y temporalmente distribuidos, y cubrir cualquier necesidad global de informar sobre el valor de este servicio ecosistémico. Por ejemplo, este estudio permite informar de los beneficios anuales esperados que nos aportan los corales, y también el beneficio que nos proporcionan ante un evento puntual cualquiera, asociado a un periodo de retorno. En segundo lugar, hemos utilizado modelos de procesos para simular la propagación de las dinámicas marinas a través de los arrecifes de coral y obtener la inundación costera. Este tipo de modelos que, por su alta exigencia computacional y requerimiento de datos de alta resolución para ejecutarlos, normalmente son aplicados a zonas muy locales, los hemos utilizado para simular procesos a escala global. Para ello, nos apoyamos en técnicas estadísticas de clasificación y reconstrucción de series temporales, que simplifican la magnitud de los cálculos sin perder calidad en los resultados (Camus et al., 2013, 2011a, 2011b). En tercer y último lugar, hemos abordado un estudio de escala global, pero a muy alta resolución, lo que nos permite dar respuesta a distintas necesidades. La agregación total global nos da un orden de magnitud de los beneficios que aportan los arrecifes de coral y promueve la sensibilización ciudadana y política en favor de la protección del medioambiente. La agregación a escala nacional permite establecer un ranking de países y poner en alerta a los gobiernos de aquellas naciones donde los riesgos son mayores en caso de pérdida ecosistémica. Y, para terminar, la agregación a escala local (unidades de 20 km de costa) permite llevar al terreno medidas concretas y específicas de actuación en materia de conservación y restauración ecosistémica.

Nuestras estimaciones muestran datos convincentes para establecer, ya mismo, inversiones anuales seguras en restauración y gestión de arrecifes. Los valores obtenidos son en general conservadores, porque el escenario de degradación de coral asume únicamente la pérdida de 1 metro de cobertura viva, aun sabiendo que esta degradación puede ser incluso mayor y ocurrir a corto plazo debido a los muchos factores de estrés, climáticos y antropogénicos, que contribuyen a una rápida destrucción de los arrecifes de coral (Cinner et al., 2016; Palumbi et al., 2014; Pandolfi et al., 2011). Esta degradación ya observada de los corales (Alvarez-Filip et al., 2009; Sheppard et al., 2005; Yates et al., 2017), puede acelerarse debido a episodios de blanqueamiento de las estructuras carbonatadas. Se han producido varios fenómenos de blanqueamiento coralino en las últimas décadas (Glynn, 1984), pero el más reciente y sonado fue el sucedido durante el evento de El Niño de 2015 (Hughes et al., 2017; Perry and Morgan, 2017).

A largo plazo, el deterioro del estado de conservación de los corales puede acoplarse con el aumento del nivel medio del mar de 1 metro, o incluso más en algunas zonas a final de siglo (Slangen et al., 2014), y multiplicar el riesgo de inundación, lo que convierte aún en más importante conservar las barreras de defensa naturales. Sin embargo, no podemos asegurar que vayan a tener lugar estos efectos, pues hay zonas donde los arrecifes están en buenas condiciones o incluso creciendo.



El reto lanzado a partir de este estudio de valoración es promover actuaciones en favor del mantenimiento, mejora y restauración de los arrecifes de coral actuales. Unas actuaciones que necesitarán enfocarse principalmente en las áreas donde los beneficios de protección son mayores, es decir, en zonas pobladas protegidas por arrecifes y donde hay eventos climáticos más extremos que amenazan no solo a la población, sino al estado de conservación de los corales. Esta valoración también permite hacer un análisis costo-eficiencia de las distintas alternativas de conservación y restauración (Ferrario et al., 2014). Además, los valores del servicio de protección han sido obtenidos en términos anuales esperados, comúnmente utilizados en el ámbito de las finanzas y planes de desarrollo, de tal forma que son datos prácticos y de inmediata aplicabilidad para ser considerados, al igual que otras métricas económicas del capital construido, dentro de las cuentas nacionales.



## Capítulo 4

# **Valoración a escala nacional del servicio de protección frente a inundación costera de los manglares: Filipinas**

### **4.1 Introducción**

En esta sección se aplica la metodología de valoración del servicio de protección frente a inundación costera, presentada en el capítulo 2, con el objetivo de cuantificar los beneficios anuales proporcionados por los manglares en Filipinas. Este estudio a nivel nacional es un ejemplo de la flexibilidad de la metodología para adaptarse a distintas escalas de trabajo en función de las respuestas que se quieran dar y de la disponibilidad de datos para hacerlo. En concreto, se busca proporcionar una estimación económica rigurosa de un servicio ecosistémico crítico, como es el de protección frente a inundación, para ayudar a los gobiernos nacionales a integrar el valor de los manglares en sus cuentas nacionales, identificando zonas prioritarias de actuación y midiendo la eficiencia de implementar distintas medidas de actuación basadas en la conservación y restauración de los ecosistemas.

Los manglares, debido a sus características biofísicas, pueden mitigar el efecto de las tormentas, inundaciones, erosión y viento; por tanto, contribuyen a la reducción del riesgo de desastres, resultando un elemento clave en la adaptación de las costas al cambio climático (Duarte et al., 2013). Los parámetros que afectan directamente a la cota de inundación detrás del manglar son la fricción del fondo, la profundidad, la longitud del campo de vegetación en la dirección perpendicular a costa, el número de árboles por unidad de superficie, la estructura vertical y la forma de cada elemento estructural (raíces, tronco y ramas). Respecto a la estructura vertical, la disposición de las raíces, tronco y ramas condiciona la capacidad del ecosistema para mitigar la energía de las olas y la marea meteorológica, y, en consecuencia, para reducir el nivel total de agua en costa. En Filipinas, muchas de las zonas donde hay

manglares son zonas bajas ( $< 2\text{m}$  sobre el nivel medio del mar), por lo que pequeñas reducciones del nivel de agua implica grandes reducciones de la superficie inundada y daños asociados.

A pesar de los beneficios que aportan los manglares, se está produciendo una degradación global de este ecosistema, que ha pasado de ocupar  $200.000\text{ km}^2$  en 1997 (Spalding et al., 1997) a los  $150.000\text{ km}^2$  del año 2010 (Spalding et al., 2010).


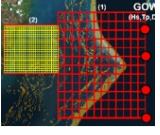
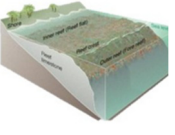

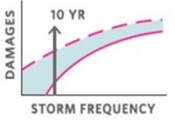
Para frenar esta pérdida de capital natural y asegurar la continuidad del aporte de servicios a la sociedad, surge la necesidad de incorporar el valor de este ecosistema a una escala que permita tomar decisiones políticas concretas en materia de conservación y restauración de la costa basadas en ecosistemas. En comparación con estudios de carácter global, a nivel de país es más sencillo implementar estas medidas de conservación y restauración de los recursos naturales, así como tener acceso a datos y herramientas de alta resolución que reduzcan la incertidumbre de las valoraciones. Sin embargo, hemos detectado una falta de estudios probabilísticos a escala nacional del servicio de protección frente a inundación costera; de ahí que el presente capítulo sirva de ejemplo de aplicación de la metodología a nivel de país.

En este estudio hemos cuantificado la capacidad de reducción de la cota de la inundación de los manglares de Filipinas que, como se verá en el capítulo 5, es el quinto país del mundo que mayor beneficio económico recibe de este ecosistema, siguiendo los cinco pasos de la metodología descrita en el capítulo 2 y particularizada para escala nacional. Para ello hemos tenido en cuenta los efectos de eventos extremos (ciclones tropicales) y del clima regular diario. Este es uno de los elementos diferenciadores fundamentales del análisis realizado en el capítulo 3, y necesario, dado que Filipinas es uno de los países que sufre con mayor frecuencia el impacto de ciclones tropicales.

Al tratar probabilísticamente el riesgo, podemos combinar ambos efectos e informar al gobierno de Filipinas del valor de protección esperado anualmente, para que sea incorporado a las cuentas nacionales y aplicado en las tomas de decisiones de planificación costera.

## **4.2 Resumen de la metodología**

Para evaluar los daños de inundación producidos en Filipinas ante los escenarios con y sin manglar, hemos seguido la metodología del capítulo 2 adaptada a las condiciones de disponibilidad de datos y modelos numéricos. La precisión e incertidumbre de los resultados finales están directamente condicionados por la resolución, homogeneidad e incertidumbre de cada paso de la metodología. Por ejemplo, modelar la cota de inundación con una precisión vertical de centímetros no añade incertidumbre al resultado final si el margen de error vertical de la topografía es del orden de un metro.

	DINÁMICAS OFFSHORE	DINÁMICAS PRE-HABITAT	HABITAT	IMPACTOS	CONSECUENCIAS
					
<b>Datos necesarios</b>	Oleaje Marea Meteorológica Marea Astronómica Nivel Medio del Mar Ciclones Tropicales	Batimetría Clima Local	Manglares Arrecifes de Coral Batimetría Perfiles en costa	Línea de costa Batimetría Topografía	Población (Poverty) Stock residencial Stock industrial Funciones de daño
<b>Modelos &amp; herramientas</b>	Hindcast (Olas y SS) Forecast (AT) Observaciones (MSL) Registros (TC)	SWAN (Olas) Delft3D (Olas y SS) MDA (Método de clasificación estadística)	Algoritmo de perfilado (1D) Delft3D-WAVES (Olas) Delft3D- FLOW (SS)	GIS (Inundación a baja resolución) RFSM (Inundación a alta resolución) Distribución Pareto Poisson	Función de anualización de daños y beneficios
<b>Fuentes de datos &amp; Agencias de Filipinas</b>	GOW 2 (Olas, Pérez, 2017) DAC (SS, Cid, 2017) GOT (AT) MSL (Church, 2004) IBTrACS (TC, Knapp et al., 2010)	GEBCO (Batimetría, Weatherall 2015) PAGASA (Clima Local)	NAMRIA (Manglares 1950) DENR (Manglares 2010, Long, 2011) UNEP-WCMC (Reefs) GEBCO (Batimetría Global) SeaWiFS (Batimetría arrecifes., Robinson, 2000)	GSHH (Línea de Costa) GEBCO (Batimetría Global) SRTM (Topografía Global, Farr, 2007) NAMRIA (Topografía Local)	WorldPop (Población) NEDA (Economía nacional de Filipinas) PSA (Datos Estadísticos de Filipinas) HAZUS (Daño, Scawthorn 2006)

**Tabla 4.1: Metodología.** Pasos seguidos para evaluar el servicio de protección frente a inundación costera proporcionado por los manglares en Filipinas. Las figuras identifican los pasos clave y los datos necesarios para abordar probabilísticamente el análisis y estimar los Daños y Beneficios Anuales Esperados. Fuente: Elaboración propia.

En comparación con la aproximación de escala global del capítulo 3, hemos introducido los siguientes cambios metodológicos:

- Estudio por separado de la inundación por ciclones tropicales y la inundación por clima regular.
- Mayor número de perfiles, pasando de 2 km a 200 m de distancia entre ellos.
- Modelo numérico Delft3D aplicado sobre una malla bidimensional de 5 km de longitud de celda a escala nacional para modelar la generación de oleaje por ciclones tropicales.
- Modelo numérico Delft3D aplicado unidimensionalmente sobre los perfiles para modelar la propagación de olas y marea meteorológica a través del ecosistema.

- Clasificación estadística, no solo de las dinámicas marinas, sino también de los perfiles (algoritmo K-MEANS), en función de la profundidad y tipo de cobertura (manglares, corales y arena).
- Cuantificación del capital construido en términos de stock industrial y stock residencial.

A continuación describimos brevemente cada uno de los cinco pasos de la metodología, particularizada posteriormente para Filipinas. Las características de cada uno de ellos se pueden ver en la Tabla 4.1.

**Paso 1:** Dinámicas “offshore”. Como hemos adelantado, una de las diferencias con la aplicación de escala global de arrecifes de coral (capítulo 3) ha sido la caracterización por separado del clima marítimo generado por ciclones tropicales (548 ciclones históricos en Filipinas) y el clima marítimo generado por el resto de condiciones atmosféricas locales o eventos extremos localizados fuera del dominio, pero que producen olas y marea meteorológica que se propagan hasta la zona de estudio. Para estudiar los ciclones tropicales hemos usado la base de datos histórica IBTrACS (Knapp et al., 2010) de la cuenca Pacífico Oeste (Figura 2.2), con registros que van desde 1945 hasta 2015, mientras que para el clima regular hemos utilizado datos de reanálisis histórico, entre 1979 y 2010, de oleaje (Perez et al., 2017) y marea meteorológica (Cid et al., 2017), así como la reconstrucción de marea astronómica a partir de sus componentes principales (Egbert et al., 1994; Egbert and Erofeeva, 2002; Pawlowicz et al., 2002) y las observaciones del nivel medio del mar (Church et al., 2004).

**Paso 2:** Dinámicas pre-hábitat. Para llevar las dinámicas generadas por ciclones tropicales y clima regular desde profundidades indefinidas hasta la costa hemos utilizado modelos de procesos que sean capaces de simular la transformación del oleaje y niveles a escala nacional. Los ciclones tropicales se han simulado utilizando los módulos “FLOW” Y “WAVES” del modelo Delft3D aplicado sobre una malla bidimensional. El oleaje generado por el clima regular lo hemos propagado directamente con el modelo SWAN.

**Paso 3:** Propagación a través del ecosistema. El efecto de los manglares sobre las dinámicas en la zona próxima a la costa se estimó también con el modelo Delft3D, tanto para las olas y niveles generados por ciclones tropicales como los correspondientes al clima regular. La sensibilidad del modelo fue estudiada frente a distintas condiciones climáticas y de presencia de ecosistemas (para más información consultar APÉNDICE D). Las propagaciones sobre el ecosistema se hicieron sobre perfiles unidimensionales trazados cada 200 metros de costa, y se obtuvo la cota de inundación en cada perfil, producida por ciclones tropicales y por clima regular, y bajo tres escenarios de superficie del ecosistema: cobertura de manglar de 1950, cobertura de manglar de 2010 y caso hipotético de perder todos los manglares.

**Paso 4:** Impacto de inundación. A partir de la serie histórica de la cota de inundación en cada perfil, se hace un ajuste de extremos a la función generalizada de Pareto-Poisson y se calculan las cotas

de 10, 25, 50 y 100 años de periodo de retorno. Después, utilizamos el método “bathtub” de GIS para inundar sobre el terreno, utilizando como soporte la mejor topografía disponible a escala nacional.

**Paso 5:** Cálculo de consecuencias. Por último se cruzan las capas de inundación con la distribución espacial de población, stock residencial y stock industrial, obteniéndose la exposición. Sobre las personas expuestas y capital construido expuesto (suma de ambos stocks) se aplican funciones de daño para llegar a las consecuencias finales asociadas a cada periodo de retorno. Se integran las curvas de periodos de retorno y se calculan los valores anualizados del daño. La diferencia entre escenarios nos da el beneficio presente y pasado de los manglares.

La contribución de los manglares a la reducción de riesgo, expresada en términos de beneficios anuales sobre las personas y sobre el capital construido, se obtiene mediante los tres escenarios de conservación de hábitat. Las dos comparaciones que hemos hecho son las siguientes: (1) La diferencia entre el escenario de 2010 y el escenario de inexistencia de manglares nos dice cuál es el valor del ecosistema actualmente. (2) La diferencia entre el escenario de 1950 y el escenario de 2010 nos da una idea del potencial beneficio que tendría restaurar el ecosistema a niveles de mitad de siglo XX. Mientras que los beneficios actuales nos informan del valor presente del ecosistema, los beneficios de restaurar la cobertura de manglar de 1950 nos dan una idea del máximo valor que podría tener el ecosistema si se aplican políticas de restauración.

## 4.3 Aplicación a escala Nacional: Filipinas

Hemos aplicado la metodología (capítulo 2) a todo Filipinas, un país donde la larga extensión de sus costas, la abundante presencia de manglares y la gran variabilidad climática lo convierten en un caso piloto ideal para ejemplificar la valoración del servicio de protección frente a inundación que ofrecen los manglares. En esta subsección vamos a caracterizar la zona de estudio desde el punto de vista climático, ecosistémico, de la morfodinámica litoral y también desde el punto de vista socioeconómico. Posteriormente vamos a describir cada paso de la metodología particularizado para Filipinas.

### 4.3.1 Clima marítimo

En relación con la citada variabilidad climática, Filipinas está en riesgo por el impacto de ciclones tropicales locales y por el clima regular que llega a sus costas desde zonas lejanas de generación. Los ciclones, por ejemplo, son la causa del 80% de las pérdidas totales por desastres naturales, sumando un valor de 3 billones de dólares, de los que el 29% (~1 billón de dólares) es debido a inundación costera (National Economic and Development Authority, 2017). La gran diversidad climática en Filipinas es

una de las razones por las que es necesario separar la inundación producida por eventos locales extremos (ciclones tropicales), de la producida por el oleaje y mareas del clima regular. Por ejemplo, las islas interiores del país, como Cebú, Mindoro, Panay y Negros, están perfectamente protegidas contra las condiciones de oleaje regular (la altura de ola significativa máxima anual, excluyendo los ciclones tropicales, no excede 1,5 metros en estas costas). Sin embargo, son zonas de paso de ciclones tropicales, y todos los desastres por inundación se deben a este tipo de eventos. Lo contrario sucede en costas como Luzón, Samar o las islas de Mindanao, mucho más expuestas a olas que incluso pueden superar los 4 metros de altura, producidas por tormentas lejanas, ajenas a ciclones tropicales locales, y con extensas zonas de generación (gran longitud de “fetch”) a lo largo del Océano Pacífico.

### **4.3.2 Manglares**

Otro factor que hace de Filipinas un país interesante para aplicar la metodología de valoración del servicio de protección frente a inundación costera es el hecho de ser el 15° país del mundo con mayor superficie de manglar, y el 5° que mayor beneficio económico recibe de ellos, como se verá en el capítulo 5. En 2010, Filipinas contaba con 2.500 km<sup>2</sup> de superficie de manglar, es decir, el 2% de la cobertura total mundial (Giri et al., 2011). Sin embargo, en las últimas décadas se viene observando una disminución constante de este ecosistema. De hecho, han desaparecido más de 600 km<sup>2</sup> de bosque de manglar desde 1950 hasta 2010, lo cual significa, de media, una tasa de pérdida de un 0,3% anual, aun así, más baja que la media global (1.9% de pérdida al año). La presión antrópica sobre los bosques de manglar, por medio de actividades como la agricultura, la acuicultura, el desarrollo urbano o el turismo, ha incentivado esta reducción de superficie boscosa (Giri et al., 2015).

### **4.3.3 Segmentación de la costa**

Para cubrir los más de 35.000 km de costa que se incluyen en el estudio, hemos tenido que segmentar el litoral en tramos de 200 metros y construir perfiles transversales orientados en paralelo al máximo gradiente batimétrico. Sobre los 175.000 perfiles trazados y que cortan perpendicularmente los bosques de manglar, hemos propagado unidimensionalmente el oleaje y marea meteorológica teniendo en cuenta su interacción con la batimetría, el tipo de fondo marino y los obstáculos que representa el ecosistema (manglares). Utilizar perfiles cada 200 metros en todo el país, en vez de cada 2 km (capítulo 3), tiene dos ventajas principales: (1) Se obtiene una distribución más homogénea de la cota de inundación a lo largo de la costa, y (2) se minimizan los errores asociados a representar unidimensionalmente procesos que en realidad son bidimensionales. La gran densidad de perfiles y su orientación, siempre perpendicular a las líneas batimétricas, permite que el oleaje llegue al perfil casi completamente refractado, y evitar pérdidas energéticas por la direccionalidad de los frentes de olas.



Además, trabajar con perfiles reduce el coste computacional y simplifica el modelado de las dinámicas sobre el hábitat, permitiendo ejecutar multitud de casos, lo que permitirá estudiar probabilísticamente las consecuencias.

#### 4.3.4 Población y stock

Hemos tomado como referencia el año 2010 para obtener las bases de datos de distribución poblacional y stock, en concordancia con el año en el que se dispone de la capa de manglares más reciente. En 2010, Filipinas contaba con un censo poblacional de más de 100 millones de personas (<http://www.worldpop.org.uk/>) de los cuales el 20,3% vivían bajo el umbral de la pobreza (PSA, 2016). Por su parte, el stock residencial e industrial registrado en ese mismo año era de 130 y 87 billones de dólares, respectivamente (UNISDR, 2015). Como dato adicional, la red de carreteras del país contaba con 217.456 km ([www.openstreetmap.org/](http://www.openstreetmap.org/)). El valor de esta infraestructura también podría sumarse al del stock industrial y residencial para configurar el capital construido total, pero, debido a la poca información sobre el coste real de las carreteras de Filipinas, así como su estado de conservación, no lo vamos a tener en cuenta como término económico de la valoración.

#### 4.3.5 Ciclones tropicales en Filipinas

Hay algunas evidencias de que los manglares han ayudado a proteger la costa de Filipinas contra las olas y marea meteorológica producidas por tormentas tropicales de alta intensidad (vientos de más de 120 km/h). De hecho, estudios realizados con modelos numéricos en Filipinas se centran en variaciones espaciales de la superficie de inundación y de los daños asociados a eventos concretos de ciclones tropicales (Bricker et al., 2014). Otras investigaciones realizadas en el ámbito de la pesca sugieren que los manglares también son una barrera protectora contra el fuerte viento y fuerzas del oleaje en algunas localizaciones específicas (Walters, 2004, 2000; Williams et al., 2007). Más recientemente, a través de un análisis empírico de los daños producidos por el tifón Haiyan a lo largo de 384 pueblos y ciudades costeras, se llegó a la conclusión de que la presencia de manglares estaba directamente correlacionada con un menor número de víctimas y daños estructurales (Seriño et al., 2017).

A pesar de todos los estudios locales y de eventos climáticos concretos, no existe todavía ningún estudio nacional probabilístico que permita expresar los daños por inundación en términos anuales esperados. Estudiar los daños anualizados para escenarios con y sin ecosistema, en lugar de para eventos concretos, permite conocer también los beneficios anuales de los recursos naturales, poniéndolos al mismo nivel comparativo que los costes de mantenimiento y construcción de estructuras de ingeniería y facilitando la integración del valor de la naturaleza en las cuentas nacionales.

Sin embargo, la gran variabilidad de la costa de Filipinas provoca una fuerte descompensación entre unas zonas y otras en cuanto al número de eventos climáticos considerados para implementar un análisis probabilístico. Esta descompensación afecta a la precisión y exactitud de los valores obtenidos de beneficios de los manglares (Loder et al., 2009). Otro problema de la descompensación en cuanto al número de eventos extremos en cada localización (unas zonas muchos, otras zonas muy pocos o ninguno) puede jugar en nuestra contra si queremos estudiar probabilísticamente el riesgo, y es incluso un problema mayor cuando solo se analizan eventos individuales y se trata de generalizar los efectos al resto del país. Utilizar valores anuales en todo el país ayuda a gestionar la posible inconsistencia entre distintas localizaciones donde no todos los eventos tienen el mismo efecto. Interpretar los valores anuales en todo el país y saber incorporarlos a las cuentas nacionales y a las tomas de decisiones de planificación litoral exige una correcta valoración previa de los servicios ecosistémicos, que sea además rigurosa, consistente y flexible en cuanto su aplicación y adaptabilidad a diferentes escalas, datos y recursos.

#### **4.3.6 Paso 1: Dinámicas “offshore”**

En Filipinas también hemos utilizado las bases de datos de dinámicas “offshore” globales descritas en la Tabla 2.1. El periodo histórico en común de las dinámicas que definen el clima regular va desde el año 1979 hasta el año 2010. En este periodo se han obtenido las series de oleaje (Perez et al., 2017), marea meteorológica (Cid et al., 2017), marea astronómica (Egbert et al., 1994; Egbert and Erofeeva, 2002) y nivel medio del mar (Church and White, 2011), de 32 años de duración (para más información sobre las bases de datos de dinámicas, consultar la Tabla 2.1 (Capítulo 2).

Al contrario de lo que sucede con las variables de oleaje y nivel asociadas al clima regular “offshore” y de las que ya se disponen bases de datos pre-procesadas para extraerlas directamente, las olas y marea meteorológica producidas por ciclones tropicales deben simularse numéricamente.

Partiendo de la base de datos IBTrACS (Knapp et al., 2010), hemos forzado los módulos “FLOW” (WL Delft Hydraulics, 2006) y “WAVES” (WL Delft Hydraulics, 2000) del modelo Delft3D con el campo de vientos generado por cada uno de los 548 ciclones tropicales registrados en el país. Las simulaciones del clima marítimo asociado a estos eventos extremos se llevó a cabo sobre una malla regular de 5 km de tamaño de celda en todo Filipinas (un dominio total de 302x352 celdas), utilizando la batimetría global GEBCO (Weatherall et al., 2015), y un paso de tiempo de 30 segundos. La resolución de 5 km no es suficiente para captar las transformaciones de las dinámicas en zonas próximas a costa, pero sí es un tamaño adecuado para crear campos de oleaje y marea meteorológica en profundidades indefinidas y utilizar estos datos para, posteriormente, alimentar el modelo unidimensional de propagación sobre perfiles a través del ecosistema. El modelo fue validado con datos de marea meteorológica registrados con boyas (para más información consultar APÉNDICE D). Las 548

simulaciones sobre 302x352 celdas permiten crear una base de datos de más de 58 millones de nodos con los que se pueden obtener correlaciones entre los parámetros del ciclón (presión, velocidad de traslación, duración y distancia a un punto objetivo) y las dinámicas producidas (altura de ola, periodo, dirección del oleaje y marea meteorológica). Esta base de datos será de gran utilidad en el siguiente capítulo, ya que se va a utilizar para crear funciones de transferencia y estudiar globalmente la generación de oleaje y marea meteorológica producida por ciclones tropicales en cualquier punto del océano. El modelo se validó comparando la marea meteorológica generada por el tifón Rammasun, en Legaspi y Subic Bay, para lo cual se utilizaron registros instrumentales de sensores de marea del sistema “Global Sea Observing System” (GLOSS, <http://www.gloss-sealevel.org>) para la validación (Figura D1).

### 4.3.7 Paso 2: Dinámicas pre-hábitat

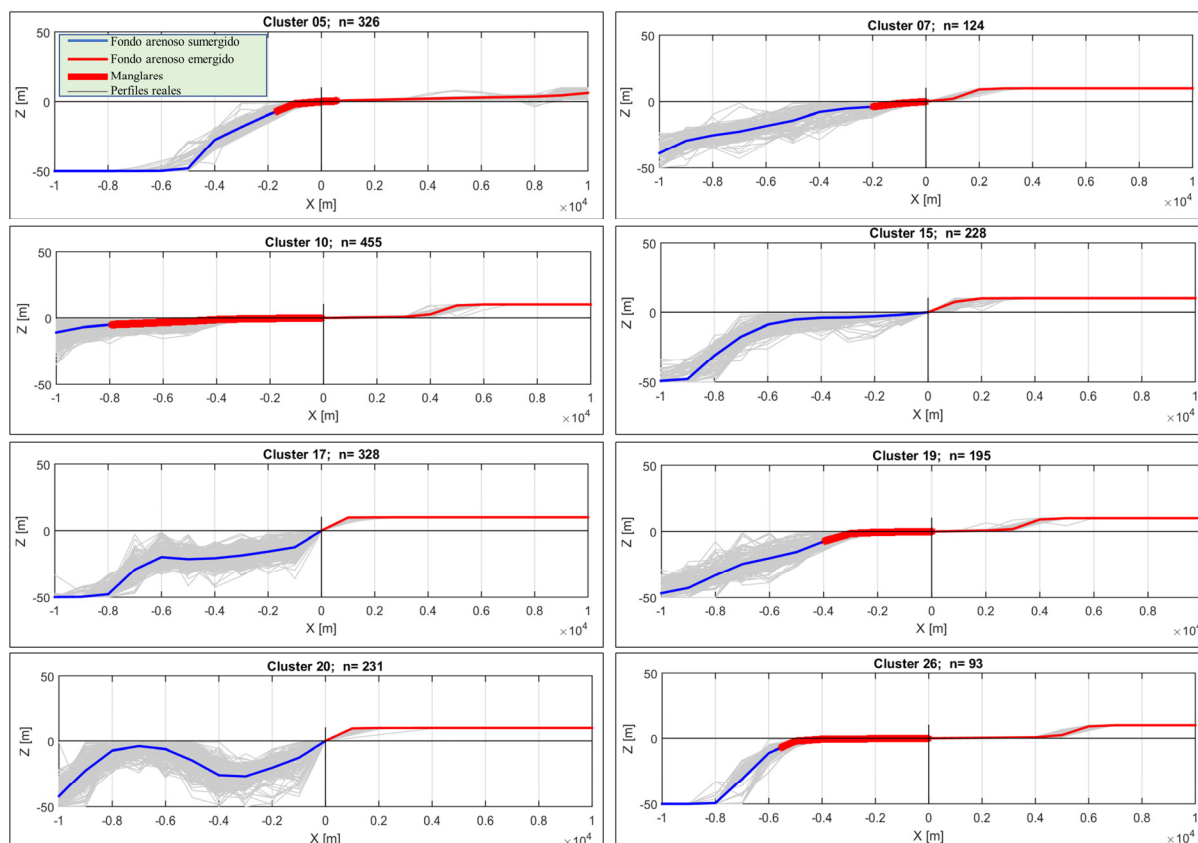
El segundo paso ha consistido en propagar las dinámicas de clima regular y ciclones tropicales desde las zonas “offshore” hasta el inicio de cada perfil, situado aproximadamente a 50 m de profundidad. El enfoque seguido para desarrollar este segundo paso de la metodología es diferente para clima regular y para ciclones tropicales. Mientras que el campo de oleaje y marea meteorológica asociado a cada ciclón ha sido ya simulado a escala nacional sobre una malla de 5 km con el modelo Delft3D, las olas y niveles de las series de clima regular aún deben propagarse desde el punto de origen.

Para propagar el clima marítimo regular hemos seguido un downscaling híbrido, que combina herramientas estadísticas con modelos numéricos. El primer paso consiste en reducir el número de casos a simular, pues es inabordable propagar en todo Filipinas los 280.320 estados de mar que hay en las series históricas desde 1979 hasta 2010. Para ello utilizamos el algoritmo de clasificación MDA (Camus et al., 2011), y conseguimos reducir los 280.320 estados de mar a tan solo 250, representativos de toda la serie histórica y que están definidos por la altura de ola significativa ( $H_s$ ), el periodo de pico ( $T_p$ ), la dirección de pico ( $\theta_p$ ) y el nivel ( $AT+SS+MSL$ ). Al igual que en el modelado de ciclones tropicales, utilizamos una malla de 5 km de tamaño de celda que abarca todo el país para implementar el modelo SWAN y simular los 250 estados de mar seleccionados. Una vez propagados sobre la malla numérica, se asocia el punto más cercano de la malla a cada perfil para posteriormente propagar las dinámicas sobre el ecosistema y medir el efecto de disipación de olas y nivel. (paso 3).

### 4.3.8 Paso 3: Propagación a través del ecosistema

El siguiente paso consiste en propagar las dinámicas originadas por ciclones tropicales y las de clima regular sobre los campos de manglar y obtener la cota de inundación. Para ello vamos a utilizar el modelo Delft3D aplicado unidimensionalmente desde el extremo de cada perfil hasta la costa.

Debido al alto coste computacional requerido por este tipo de modelos y al gran número de simulaciones totales a realizar en todo Filipinas, nos hemos visto obligados a seguir aplicando técnicas estadísticas de clasificación para reducir las dimensiones de las variables del problema. En este caso, la clasificación se la hemos aplicado a los 175.000 perfiles utilizando el algoritmo K-MEANS y reduciendo el número de perfiles a 250 familias representativas de toda la muestra.



**Figura 4.1: Clusterización de perfiles.** Ejemplo de 8 de las 250 familias de la clasificación de perfiles correspondientes al escenario de cobertura de manglar de 2010. Fuente: Elaboración propia.

Las variables utilizadas para la clusterización de los perfiles fueron la profundidad cada 10 metros y el tipo de fondo, también caracterizado cada 10 metros (Figura 4.1). Como se está teniendo en cuenta la tipología del fondo, es decir, la presencia de los ecosistemas, esta clasificación la hemos repetido para los tres escenarios de cobertura de manglar que queremos comparar: (1) escenario de cobertura de manglar de 1950, (2) escenario de cobertura de manglar de 2010, y (3) escenario sin manglares. Por tanto, el total de perfiles diferentes es de 750 (250 perfiles por cada escenario x 3 escenarios = 750 perfiles).

Sobre las 750 familias de perfiles se propagaron los 548 estados de mar generados por ciclones tropicales y los 250 estados de mar de clima regular, previamente seleccionados. En total se ejecutaron 411.000 simulaciones de ciclones tropicales y 187.500 simulaciones de clima regular.

Al igual que hemos creado una base de datos para obtener correlaciones y funciones de transferencia entre las variables que caracterizan los ciclones, y las olas y marea meteorológica

generadas, hemos hecho lo mismo con las simulaciones unidimensionales sobre los perfiles, y hemos creado dos tablas de interpolación (una para ciclones y otra para clima regular) que permitan correlacionar las dinámicas “offshore” de cada perfil ( $H_s$ ,  $T_p$ ,  $\theta_p$ , y  $TWL$ ) y las características del manglar (longitud transversal y profundidad media) con la cota de inundación en costa. Estas tablas serán de gran utilidad para interpolar la cota de inundación en futuras aplicaciones globales, donde sea inabarcable computacionalmente seguir el mismo proceso de simulaciones numéricas implementado a escala nacional en Filipinas.

Otro aspecto a tener en cuenta en el proceso de transformación de las dinámicas sobre el ecosistema es la forma de modelar la interacción de la vegetación con las olas y marea meteorológica. El modelo Delft3D con el que hemos simulado admite representar los manglares con un parámetro de fricción equivalente basado en el coeficiente de Manning ( $n$ ). En esta aplicación de Filipinas, utilizamos la clasificación del coeficiente de Manning, propuesta por otros autores (Zhang et al., 2012), según el tipo de fondo: fondo arenoso ( $n=0,02$ ) y manglares ( $n=0,15$ ).

Como hemos explicado en la metodología (capítulo 2), en el intento de valorar el servicio de protección frente a inundación proporcionado por cada ecosistema individualmente, hemos asumido la inexistencia de otros hábitats. Por tanto, los arrecifes de coral, aunque sí están presentes en Filipinas, no han sido incluidos en el estudio para no interferir en la valoración de la capacidad disipativa de los manglares. Los fondos coralinos han sido parametrizados, al igual que los fondos arenosos, con un coeficiente de Manning de  $n=0,02$ .

#### 4.3.9 Paso 4: Impacto de la inundación

De todas las alternativas para obtener el impacto, presentadas en el apartado 2.5 del capítulo 2 (ver Figura 2.5 para más información), hemos optado por desacoplar el cálculo de las dinámicas de oleaje y mareas del de la cota de inundación y del de la extensión en tierra de la lámina de agua, para lo cual hemos implementado el método “bathtub” de GIS (aproximaciones A1.2 + A2.1, Figura 2.5). Esta elección está hecha en base a la necesidad de cubrir un gran número de simulaciones, en un dominio relativamente extenso (escala nacional: Filipinas), de la forma más eficiente posible y computacionalmente abordable.

Para obtener los mapas de inundación desacoplando los procesos de transformación de oleaje y niveles del proceso de inundación en sí mismo, es necesario (1) conocer la cota de inundación a lo largo de la costa con resolución suficiente para evitar gradientes longitudinales del nivel de agua, (2) un buen modelo digital del terreno y (3) aplicar un método para transferir la cota de inundación a tierra. Este desacoplamiento nos permite aplicar modelos específicos para propagar las dinámicas y, por separado, métodos o modelos de inundación. Separar ambos procesos nos da flexibilidad para adaptar el método

de inundación a la resolución del modelo digital del terreno sin condicionar el modelado de la transformación de olas y marea meteorológica. Escalas espaciales locales, (<100 km de costa) con modelos digitales del terreno disponibles (<10 m de resolución horizontal) admiten el uso de modelos numéricos más precisos y sofisticados para el cálculo de la superficie inundada (ej. RFSM-EDA). Sin embargo, mayores escalas espaciales, como es el caso que nos ocupa en el presente capítulo, requieren la implementación de métodos de inundación más sencillos y rápidos de ejecutar. Por eso, hemos optado por el método “bathtub” para inundar sobre un modelo digital del terreno global (SRTM) de 90 metros de resolución, basado en unir puntos de la topografía conectados entre sí que estén por debajo del nivel total de agua.

A pesar de inundar con un método bastante sencillo, debemos elegir cuidadosamente los eventos con los que vamos a inundar. En este punto debemos seguir una serie de pasos que se resumen a continuación:

- (1) Reconstruir las series temporales de cota de inundación de clima regular en cada uno de los 750 perfiles seleccionados, ya que, hasta ahora, habíamos propagado tan solo 250 estados de mar representativos. Para reconstruir la serie histórica desde 1979 hasta 2010, aplicamos la técnica RBF (Radial Basis Functions, Camus et al., 2013; Hardy, 1990; Rippa, 1999).
- (2) Asignar las series temporales de clima regular (1979-2010) y ciclones tropicales (1945-2015) al perfil real correspondiente, relacionando cada uno de los 175.000 perfiles de Filipinas con la familia que lo representa (cada perfil está asociado a tres perfiles clusterizados, uno por escenario de cobertura de manglar).
- (3) Obtener el régimen extremal de la cota de inundación en cada uno de los 175.000 perfiles, tanto para clima regular como para ciclones tropicales, ajustando los valores máximos a una función Generalizada Pareto-Poisson. Este ajuste nos proporciona la magnitud de la cota de inundación asociada a distintos periodos de retorno.
- (4) Elegir los periodos de retorno para inundar sobre el terreno; en este caso serán 10, 25 50 y 100 años.

Inundar tan solo para una serie de periodos de retorno tiene la ventaja de reducir el número de simulaciones y, a la vez, mantener la información probabilística (magnitud y probabilidad de ocurrencia) para posteriormente calcular las consecuencias en términos de daños anuales esperados. En total solo ha sido necesario simular 24 eventos de inundación, derivados de 2 tipos de dinámicas (las de ciclones y las de clima regular), 4 periodos de retorno (10, 25, 50 y 100 años) y 3 escenarios de cobertura de manglar (año 1950, año 2010 y sin manglar).

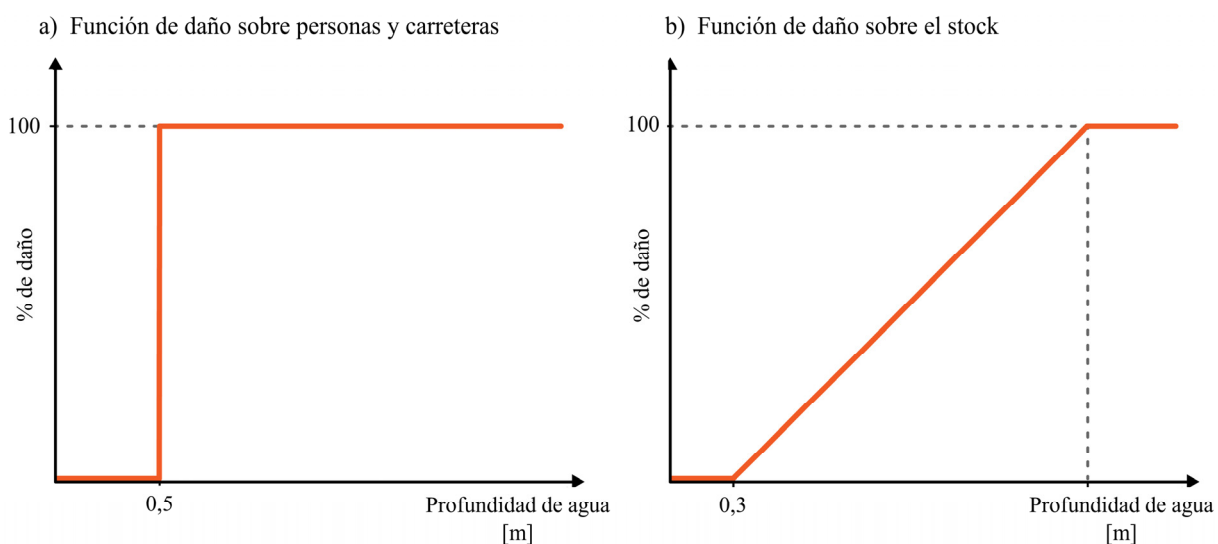
### 4.3.10 Paso 5: Daños y beneficios socioeconómicos

Una vez obtenidas las 24 capas de inundación y la profundidad en cada punto del terreno, las cruzamos con las capas de distribución espacial de población (WorldPop, a 100 m de resolución), población bajo el umbral de la pobreza (dato agregado a nivel municipal en Filipinas), stock residencial (GAR15, a 5 km de resolución), stock industrial (GAR15, a 5 km de resolución) y carreteras ([www.openstreetmap.org/export](http://www.openstreetmap.org/export)).

Salvo la capa de distribución de población, ningún otro dato distribuido espacialmente está a la misma escala que la inundación (90 m, determinada por el modelo digital del terreno sobre el que se ha inundado), por lo cual, deben re-escalarsse previamente y aumentar su resolución hasta 90 metros.

El análisis socioeconómico de Filipinas se ha hecho teniendo en cuenta aspectos distintos, como, por ejemplo, el porcentaje de personas que viven bajo el umbral de la pobreza (habitualmente son quienes reciben mayor protección de los recursos naturales), o teniendo en cuenta, también, la desagregación del capital construido en stock industrial y stock residencial. Sin embargo, las infraestructuras de carreteras han sido analizadas por separado.

Calculamos la exposición cruzando las capas de inundación con las de distribución de personas y activos re-escaladas a 90 metros, y combinamos esta información con curvas de daño semiempíricas, específicamente definidas para cada categoría: una para personas, una para stock y otra para carreteras (Figura 4.2).



**Figura 4.2: Funciones de daño.** Función de daño sobre personas (a), carreteras (a) y stock (b). Fuente. Elaboración propia.

Las curvas de daño utilizadas son una adaptación de las curvas de daño HAZUS (HAZUS-MH MR3, 2013; Scawthorn et al., 2006), desarrolladas por el organismo americano “Federal Emergency Management Agency of the United States of America” a partir de datos recopilados sobre consecuencias de desastres naturales, como terremotos, huracanes e inundaciones. En el caso de Filipinas, las curvas

de daño utilizadas para población y carreteras son las mismas, y están construidas suponiendo que el daño es total cuando el agua supera el nivel de las barreras de protección (Hinkel et al., 2014a) que, de media, en todo el país, se ha estimado en 0,5 metros.

## **4.4 Resultados**

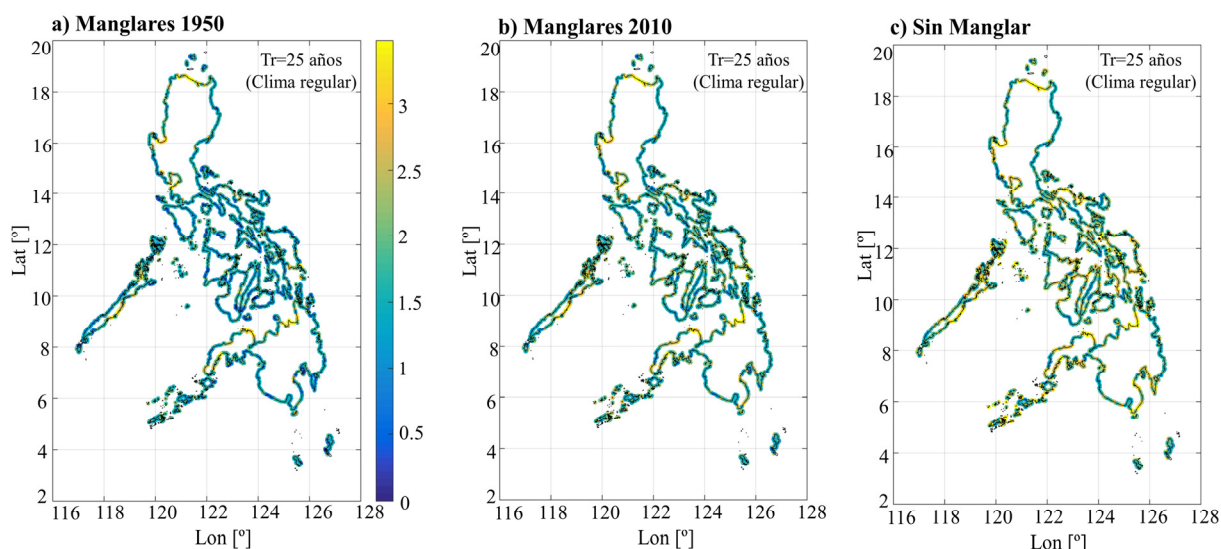
Tras aplicar la metodología descrita combinando diferentes fuentes de datos, modelos numéricos y técnicas estadísticas, hemos obtenido que los manglares existentes en Filipinas reducen significativamente los daños producidos por inundaciones debidas a ciclones tropicales y a oleaje regular. Además, se ha descubierto que los manglares han proporcionado a lo largo de la historia – y siguen haciéndolo – protección sobre las personas y beneficios económicos superiores a los costes de conservación y restauración del ecosistema. También hemos visto la variabilidad espacial de estos beneficios, lo cual evidencia aún más la necesidad de abordar la valoración de los ecosistemas a escalas superiores y no limitar los estudios a escalas locales, difícilmente comparables entre sí y extrapolables a otras áreas. Los resultados se muestran de manera detallada en las siguientes secciones.

### **4.4.1 Dinámicas oceánicas de ciclones tropicales y clima regular**

Para el clima regular, se ha comparado la máxima altura de ola significativa anual “offshore”, alrededor de todas las islas de Filipinas. Las condiciones más severas tienen lugar al noreste del país (islas de Luzón y Samar), donde las alturas de ola máximas anuales, no asociadas a ciclones tropicales, pueden superar los 5 m. Mientras tanto, la zona oeste está menos afectada por el oleaje regular, con olas máximas anuales que no superan los 2,5 m. Esto es debido a la escasa longitud entre las costas de Vietnam y China respecto a la costa oeste de Filipinas (poca distancia o “fetch” para generar mar de fondo perfectamente desarrollado), así como a la direccionalidad dominante del viento de generación, que en esa zona sopla del este y las mayores olas se propagan en dirección contraria a Filipinas. Por otro lado, las islas interiores, como Panay, Negros o Cebú, no experimentan olas máximas anuales superiores a 1,5 m, convirtiéndose en las zonas más protegidas del país contra el clima marítimo regular.

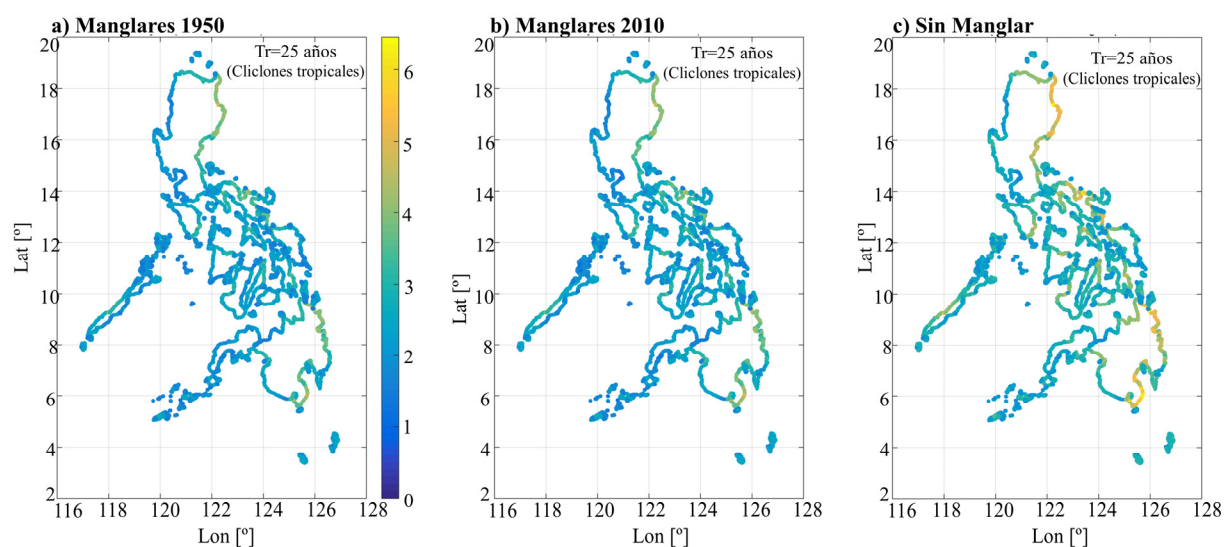
La interpretación realizada sobre la altura de ola en profundidades indefinidas no tiene por qué coincidir con la distribución espacial de la cota de inundación en costa, tal y como se muestra en la Figura 4.3. En ella se ha representado el mapa de distribución de la cota de inundación de 25 años de periodo de retorno para los tres escenarios de cobertura de manglar ensayados: 1950 (a), 2010 (b) y sin manglar (c), y se observa que cuanto mayor es la presencia del ecosistema, menores son los niveles de inundación.





**Figura 4.3: Cota de inundación producida por el clima regular en Filipinas.** Cota de inundación (en metros) de 25 años de periodo de retorno para condiciones de clima regular: (a) Cobertura de manglar de 1950, (b) cobertura de manglar de 2010 y (c) escenario sin manglares. Fuente: Elaboración propia.

En el caso de ciclones tropicales, también hay una gran variabilidad espacial de la altura de ola máxima esperada. Para periodos de retorno de 5 años pueden darse alturas de ola de más de 10 metros en gran parte de la costa noreste del país, debido a las olas procedentes del océano Pacífico y la ausencia de plataforma continental que induzca su disipación. Sin embargo, en las islas interiores, como Sibuyan y Visayan, las olas no superan los 4 m. Si ahora observamos el oleaje generado por eventos de 100 años de periodo de retorno, vemos que los ciclones tropicales de esta intensidad producen olas de más de 4 metros en todo el país, excepto en los municipios del sur, ubicados fuera de la acción de los ciclones tropicales más intensos.



**Figura 4.4: Cota de inundación producida por ciclones tropicales en Filipinas.** Cota de inundación (en metros) de 25 años de periodo de retorno producida por ciclones tropicales: (a) Cobertura de manglar de 1950, (b) cobertura de manglar de 2010 y (c) escenario sin manglares. Fuente: Elaboración propia.

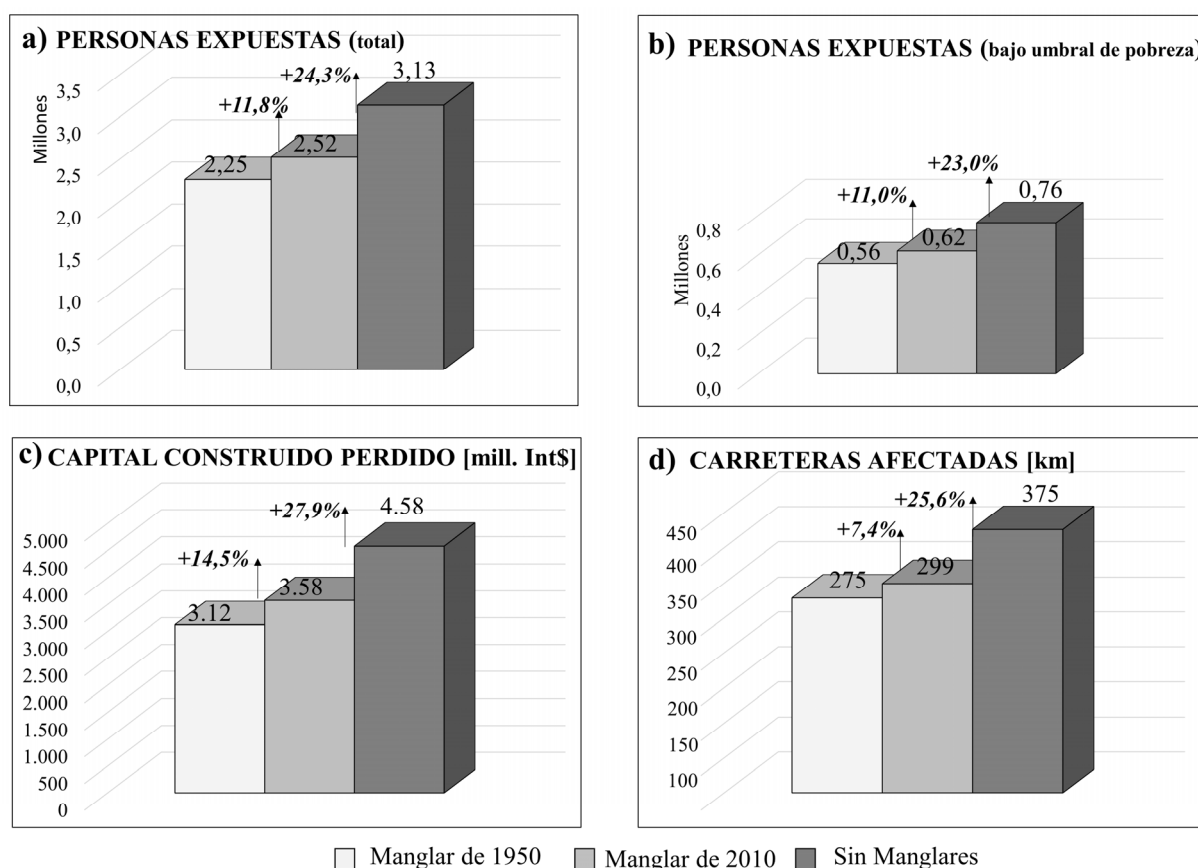
Las regiones que experimentan mayor oleaje para tormentas ciclónicas de 100 años de periodo de retorno son las de la Isla de Siargao (14 m de altura de ola) y noreste de la isla de Luzón (20 m de altura

de ola). Si ahora comparamos la distribución espacial de la cota de inundación de 25 años de periodo de retorno generada por ciclones tropicales se extraen las mismas conclusiones que en el análisis del clima regular: cuanto mayor sea la cobertura de manglar, menores son los niveles totales de agua en costa.

Aunque desde 1950 ha aumentado la cota de inundación en las zonas de manglar debido a la pérdida de casi un 30% de la cobertura existente (diferencia observada entre los paneles (a) y (b) de la Figura 4.4), aún a día de hoy los manglares aportan una reducción significativa del nivel de agua en costa, que se observa al comparar los paneles (b) y (c) de la Figura 4.4.

#### 4.4.2 Daños y beneficios agregados a nivel de país

Si se comparan los Daños Anuales Esperados (DAE) actualmente con los potencialmente esperados en el caso de perder toda la cobertura de manglar (Figura 4.5), se observa que la población afectada por la inundación se incrementaría en un 24,33% (un 23% en el caso de la población bajo el umbral de la pobreza); las pérdidas económicas de stock serían un 27,98% superiores y también se verían afectados un 25,65% más de kilómetros de carreteras.



**Figura 4.5: Daños Anuales Esperados en Filipinas.** Valores calculados en términos de (a) población total, (b) población bajo el umbral de la pobreza afectada por la inundación, (c) capital construido total perdido (stock residencial e industrial) y (d) kilómetros de carretera inundados. Cada uno de ellos calculado bajo tres escenarios de conservación de manglar: 1950, 2010 y sin manglares. Fuente: Elaboración propia.

Traducido a valores absolutos, los beneficios anuales aportados por los manglares en todo Filipinas resultan, hoy, en 1.000 millones de dólares de stock, 613.461 personas protegidas de la inundación, de las cuales 142.427 viven bajo el umbral de la pobreza, y 76 km de carreteras menos inundadas.

Sin embargo, si se recupera la cobertura de manglar existente en 1950, redundaría en un beneficio anual adicional de 453 millones de dólares en stock industrial y residencial; llegarían a estar 267.050 personas protegidas, de las que 61.479 corresponden a la población con bajo poder adquisitivo, y se protegerían 24 km de carreteras (Figura 4.5).

Para hacer más comprensibles estos valores y facilitar su comparación con los costes de conservación y restauración de los manglares, es conveniente expresar los beneficios por unidad de área de ecosistema, en este caso por hectárea de manglar (Tabla 4.2). Las actuales 250.000 hectáreas repartidas por todo el territorio de Filipinas proporcionan hoy en día un beneficio anual de 4.000 dólares/ha, mientras que una hipotética restauración del ecosistema a niveles de 1950 (310.000 hectáreas) supondría un beneficio anual de casi 5.812 dólares/ha.

Estas estimaciones relativas a la superficie del ecosistema constituyen para los responsables políticos una referencia (una información muy útil) sobre la riqueza natural del país y sobre las inversiones que pueden acometer en medidas de conservación y restauración.

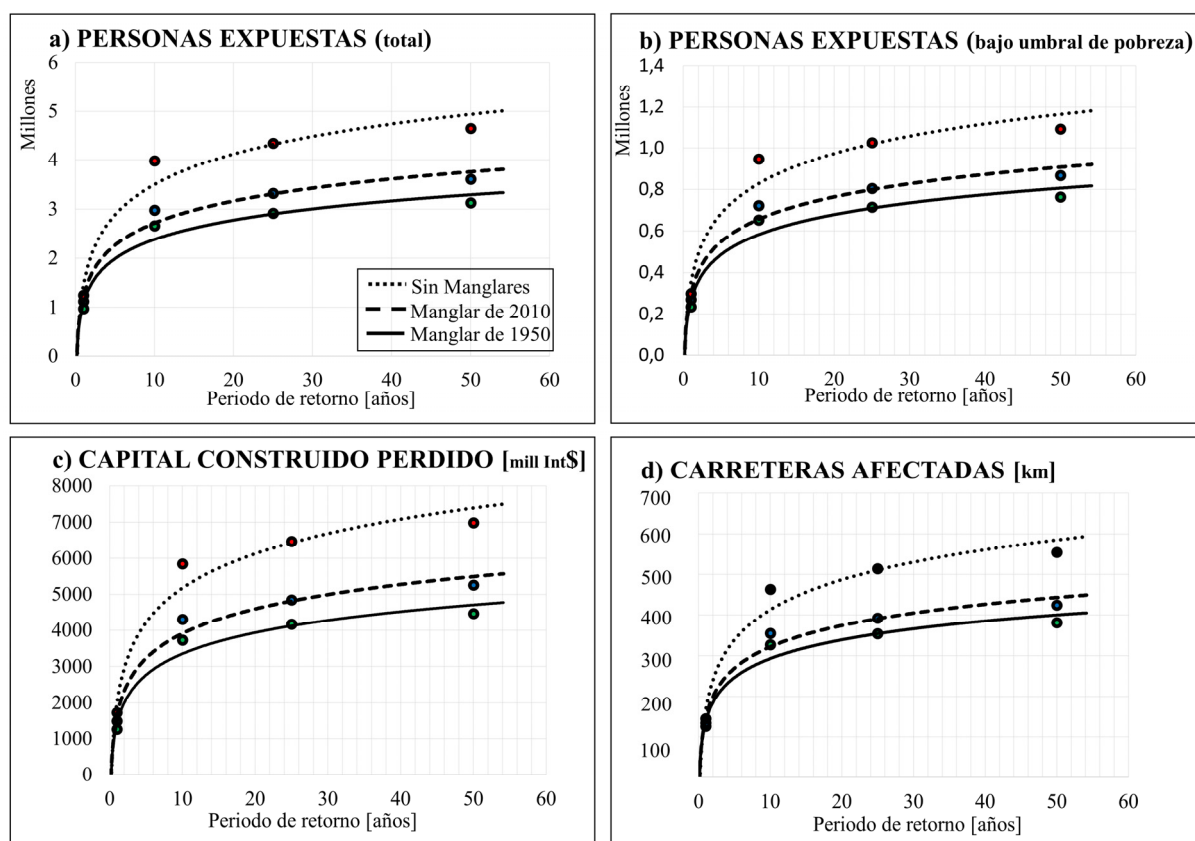
Estudios locales realizados en otros lugares del mundo han obtenido valores anuales de restauración de manglares entre 1.000 dólares/ha y 9.000 dólares/ha en zonas geográficas y con economías similares a Filipinas (Bayraktarov et al., 2016; Siddharth Narayan et al., 2016).

		<b>Clima Regular</b>	<b>Ciclones Tropicales</b>	<b>Total</b>
<b>Población expuesta</b> <i>[n°/10ha]</i>	Beneficio actual	10	14	24
	Beneficio Potencial de Restauración	7	3	10
<b>Población expuesta (bajo umbral de pobreza)</b> <i>[n°/10ha]</i>	Beneficio actual	3	4	7
	Beneficio Potencial de Restauración	1	1	2
<b>Capital construido perdido</b> <i>[int\$/ha]</i>	Beneficio actual	1.660	2.340	4.000
	Beneficio Potencial de Restauración	1.216	596	1.812
<b>Carreteras afectadas</b> <i>[m/10ha]</i>	Beneficio actual	0,92	2,12	3,04
	Beneficio Potencial de Restauración	0,62	0,24	0,86

**Tabla 4.2: Beneficios Anuales Esperados por hectárea de manglar en Filipinas.** Fuente: Elaboración propia

Si se analiza el daño producido por un evento de inundación concreto asociado a un determinado periodo de retorno (ej. 50 años, ver Figura 4.6), observamos que, bajo las condiciones de conservación de manglar actuales, 3,5 millones de personas podrían verse afectadas (850.000 corresponden a población bajo el umbral de la pobreza), produciéndose unas pérdidas económicas de más de 5.000 millones de dólares, pero en el caso de perder todos los manglares, estos valores aumentarían drásticamente hasta alcanzar los 4,5 millones de personas afectadas (1,1 millones correspondería a población que vive bajo el umbral de la pobreza) y los 7.000 millones de dólares de pérdidas de stock industrial y residencial.

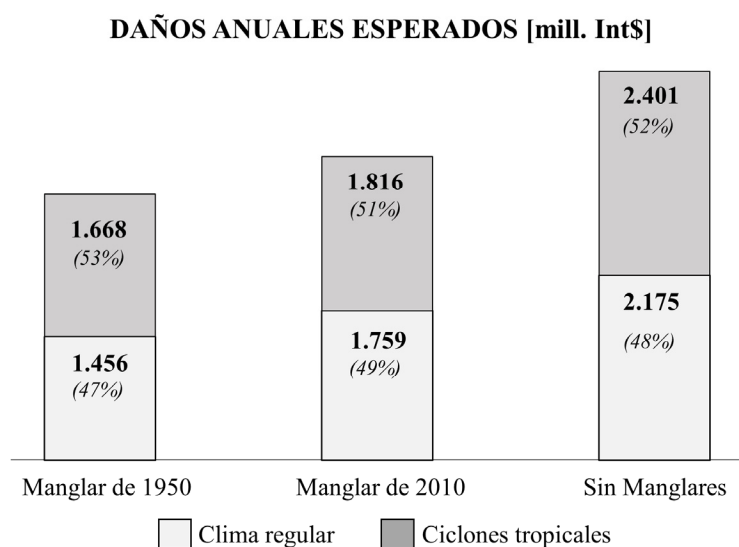
Proporcionar valores agregados a escala nacional de un evento concreto asociado a un periodo de retorno no significa que dicho evento suceda simultáneamente en todo el país. Los valores por periodo de retorno obtenidos son locales, y la suma total es solo un valor que debe tomarse como referencia para mostrar la máxima capacidad de protección frente a eventos con una tasa de ocurrencia determinada.



**Figura 4.6: Daño por periodo de retorno.** Valores agregados para todo Filipinas medido en términos de (a) población total, (b) población pobre afectada por la inundación, (c) stock total perdido y (d) kilómetros de carretera inundados. Las tres curvas de cada gráfico muestran la distribución del daño para los tres escenarios de cobertura de manglar estudiados (1950, 2010 y sin manglares). Fuente: Elaboración propia.

Conocer el efecto de los impactos de inundación producidos por eventos extremos puntuales (ciclones tropicales) o por condiciones climáticas diarias (clima regular) es un muy útil para tomar decisiones sobre qué medidas de reducción de riesgo implementar en función de qué tipo de evento climático tenga peores consecuencias y frente a cuál de ellos los manglares aportan mayor protección

en cada zona de costa. Actualmente, los beneficios anuales de los manglares como defensa frente a las dinámicas marinas diarias (clima regular) son de 416 millones de dólares, mientras que los beneficios anuales de protección frente a ciclones tropicales son de 585 millones de dólares. Sin embargo, esta tendencia se invierte cuando comparamos la pérdida de protección experimentada entre 1950 y 2010. En este caso los daños evitados frente al clima regular son de 303 millones de dólares anuales y superan ampliamente las pérdidas debidas a ciclones tropicales, que son de 148 millones de dólares (Figura 4.7).



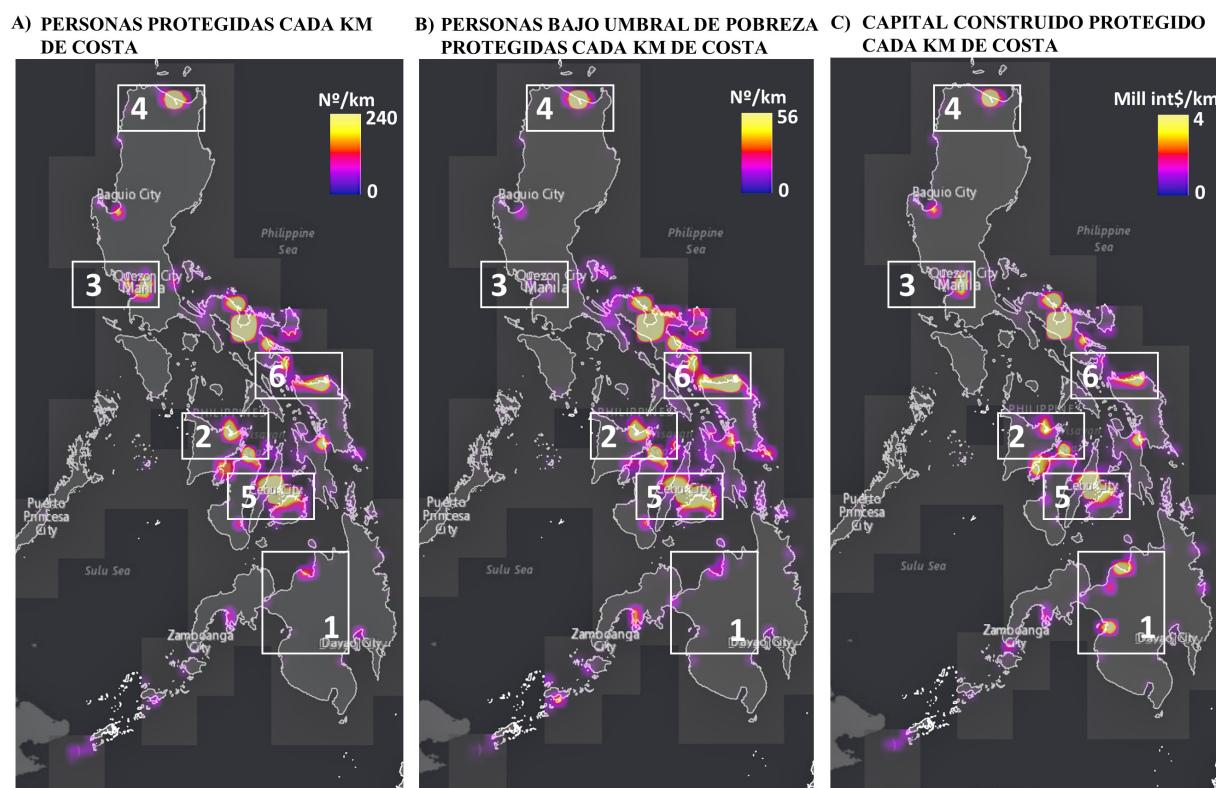
**Figura 4.7: Daños Anuales Esperados en Filipinas.** Los resultados se presentan para tres escenarios de conservación de los manglares (1950, 2010 y sin manglar) y dos condiciones climáticas (clima regular y ciclones tropicales). Fuente: Elaboración propia.

#### 4.4.3 Daños y beneficios agregados a escala local dentro de Filipinas

La distribución espacial de los beneficios difiere a lo largo de la costa de Filipinas. Hemos identificado diferencias tanto en términos de personas expuestas a inundación como de pérdidas económicas de stock o daños en carreteras. En la Figura 4.8 solo se muestran los beneficios sobre las personas (paneles A y B) y sobre el stock total (panel C).

Cagayan de Oro y la ciudad de Cotabato, ambas localizadas en la isla de Mindanao (zona 1), son ejemplos de zonas protegidas que disponen de alto poder adquisitivo, donde el beneficio económico de los manglares es elevado en comparación con el reducido número de personas afectadas. Lo contrario sucede en la ciudad de Roxas, en la Isla de Panay (zona 2), donde los mayores beneficios de los manglares se producen sobre la población y no sobre el stock. Otros lugares, como Manila, la capital del país (zona 3), Aparri (zona 4) y Cebú (zona 5), son ejemplo de un reparto equitativo del servicio de protección, tanto a personas como al stock industrial, al stock residencial y carreteras.

Sin embargo, la tónica general es que los manglares tiendan a proteger las zonas más pobres y vulnerables. Esto se observa, por ejemplo, en la costa norte de la isla de Samar (zona 6), donde el beneficio económico es insignificante respecto al número de personas protegidas.



**Figura 4.8: Beneficio anual esperado por km de costa.** Distribución espacial en Filipinas del Beneficio Anual Esperado por km de costa proporcionado por los manglares sobre (A) la población total, (B) la población pobre y (C) stock total (industrial + residencial). Fuente: Elaboración propia.

## 4.5 Discusión

Con esta aplicación de valoración socioeconómica del servicio de protección frente a inundación de los manglares de Filipinas, hemos abordado algunas de las limitaciones que han estado siempre presentes en estudios de valoración de servicios ecosistémicos (Bagstad et al., 2013; Brander et al., 2012; Burkhard et al., 2013; de Groot et al., 2012):

- (1) Control y reducción de la incertidumbre: Al tratar probabilísticamente el riesgo de inundación y sus consecuencias, podemos controlar la incertidumbre. Además, utilizar modelos de procesos, definir la distribución espacial de las personas e infraestructuras expuestas y conocer la sensibilidad de cada elemento expuesto frente a la inundación reduce los errores en las estimaciones de daños de inundación y beneficios de los ecosistemas (Brown and Fagerholm, 2015).

- (2) Aumento de la flexibilidad y adaptabilidad a distintas escalas: La metodología aplicada a escala nacional en este capítulo también puede adaptarse a otras escalas de trabajo (esta es una de las necesidades a abordar en el futuro, señaladas por Costanza et al., 2017). Pero no solo a otras escalas espaciales, sino que también puede transferirse a nuevos horizontes temporales (Bagstad et al., 2013). Se trata de una metodología flexible porque podemos actualizar cualquier resultado ya obtenido con simplemente mejorar la precisión y resolución de las bases de datos en cualquiera de los cinco pasos de la metodología.
- (3) Análisis en paralelo de los beneficios sobre el capital humano y construido: No solo valoramos bienes tangibles (ej. stock industrial y residencial), como han hecho otros estudios (Pascal et al., 2016), sino que también tenemos en cuenta el factor humano, especialmente porque los ecosistemas suelen ofrecer más recursos a personas con bajo poder adquisitivo y, por lo tanto, valorar económicamente el servicio aportado deriva, en muchas ocasiones, en la subestimación del ecosistema y en decisiones de gestión socialmente discriminatorias.
- (4) Anualización de las consecuencias: Expresamos los resultados en términos de Daños Anuales Esperados (DAE) y Beneficios Anuales Esperados (BAE) porque son la forma que mejor se adapta a la hora de tener en cuenta el valor de los ecosistemas en las políticas de planificación, generalmente cortoplacistas (Tammi et al., 2017).
- (5) Agregación a escala nacional del beneficio de los ecosistemas: Adaptar el estudio a escala de país y agregar los resultados a este mismo nivel es una forma práctica de concienciar a toda la población del país sin discriminar a nadie y sin considerar intereses particulares que puedan distorsionar las tomas de decisiones en políticas de adaptación. Se trata de tener una visión general del servicio de protección frente a inundación para después identificar las zonas más expuestas y que reciben mayor protección donde aplicar estudios de alta resolución con propósitos más concretos de planificación a escala local.

Identificar aquellos lugares donde los manglares pueden proporcionar mayor beneficio económico y social es uno de los objetivos del estudio realizado en Filipinas, y que se puede lograr comparando la variación espacial de la reducción de daño por inundaciones. Estos beneficios, que han sido expresados en términos familiares para los tomadores de decisiones (Beneficios Anuales Esperados), tienen la intención de influir en las políticas nacionales de reducción de riesgo, desarrollo sostenible y conservación medioambiental.

Los resultados pueden utilizarse fácilmente junto con los parámetros comunes de la contabilidad económica nacional y aplicarse con varias finalidades en Filipinas:

- (1) Para identificar zonas prioritarias de conservación y restauración de manglares, tanto con soluciones naturales como con soluciones híbridas (ver capítulo 1, sección 1.2.5). Estos resultados podrían ser incorporados a los planes y análisis de numerosos programas como “Integrated Area Development”, “Risk Resilience and Sustainability Program”, “The National

Greening Program”, “Green Climate Fund and People Survival Fund” o al “Comprehensive Land Use Plans of Local Governments”.

- (2) Mejorar el análisis y distribución espacial del riesgo de inundación, con el objetivo de aportar información a organizaciones nacionales de Filipinas, como PAGASA (Philippine Atmospheric Geophysical and Astronomical Services Administration, Hernando, 2007) y a unidades locales de gobierno.
- (3) Para colaborar en el sector de los seguros en Filipinas y los mercados de bonos, que son entes que pueden requerir información sobre valoraciones ecosistémicas. Por un lado, los modelos de riesgo de la industria de Filipinas pueden incentivar la creación de pólizas de seguros de ecosistemas y desarrollar mecanismos de financiación innovadores para apoyar la gestión de los manglares del país (National Economic and Development Authority, 2017). Por otro lado, los bonos de desastres naturales, los bonos de resiliencia y los bonos azules, entre otros, pueden también utilizar los resultados de reducción de riesgo de los manglares para financiar su conservación y restauración.

Queda claro que la conservación y restauración de los manglares son una parte importante de la solución para reducir los riesgos de inundación en Filipinas. Más allá del valor actual del servicio de protección frente a inundación, obtenido en este capítulo, habrá que tener en cuenta los efectos de los escenarios de cambio climático futuros que previsiblemente incrementarán las amenazas costeras y dotarán a los manglares de un papel más relevante aún como barreras de defensa. Desde nuestro conocimiento, este análisis a escala nacional supone la primera aplicación de una metodología integrada para valorar social y económicamente los manglares de todo un país e influir en las políticas y prácticas de las principales agencias, negocios e instituciones de Filipinas, para la reducción del riesgo de inundación y la identificación de las soluciones más rentables desde el punto de vista económico. En el pasado, muchas de las soluciones basadas en medidas naturales para proteger la costa, como la restauración de manglares en el frente costero, no fueron ejecutadas debido a una mala valoración económica del riesgo evitado por los ecosistemas y, por consiguiente, por una mala interpretación de su costo-eficiencia (Siddharth Narayan et al., 2016).

## 4.6 Limitaciones

La implementación para valorar el servicio de protección de los manglares en Filipinas se basa en el principio de consistencia entre las bases de datos, los modelos numéricos utilizados y las técnicas estadísticas aplicadas, es decir, cada elemento y paso de la metodología está implementado con el mismo nivel de precisión. Sin embargo, aplicar esta metodología a escala nacional también implica asumir una serie de hipótesis que pueden aumentar la incertidumbre. Por eso, tan importante es cumplir el objetivo



de dar un valor al servicio del ecosistema como conocer las limitaciones de los métodos empleados y las posibles fuentes de error. En este apartado nos vamos a centrar en el origen de las incertidumbres del estudio de Filipinas y en la justificación de las hipótesis asumidas:

Limitación N°1: Baja resolución de la batimetría. Mientras que utilizar la base de datos batimétrica GEBCO de 1 km de resolución no tiene incidencia en la propagación de olas y marea meteorológica en zonas lejanas a la costa (“offshore”), sí la tiene en el modelado de la transformación de las dinámicas en profundidades reducidas. Dada la dificultad de encontrar batimetrías locales de alta precisión que tengan en cuenta estructuras naturales (ej. arrecifes de coral, manglares, islas...), y resultando más difícil aún encontrar batimetrías globales tan precisas, la solución pasa por combinar GEBCO con otras bases de datos específicas con información de la profundidad en las crestas de los arrecifes de coral, como la batimetría SeaWIFS (Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor, Robinson et al., 2000).

Limitación N°2: Modelado hidrodinámico de los manglares. Otra fuente de incertidumbre proviene de la estimación de los coeficientes de rugosidad asignados a los manglares para modelar la disipación del oleaje y marea meteorológica. Basándonos en estudios publicados, hemos asumido un valor del coeficiente de rugosidad (Manning) constante en todo el país, una forma muy simplificada de representar la capacidad disipativa del ecosistema. En estudios de detalle donde haya disponible información específica de la tipología del manglar y sus características geométricas (densidad, anchura, distribución vertical de raíces, tronco y ramas), sería posible calcular la fuerza de arrastre de cada elemento de la planta y afinar el modelado de la interacción del flujo con el ecosistema (para más información, ir al apartado 2.4 del capítulo 2).

Limitación N°3: Modelado unidimensional de la propagación de dinámicas sobre el ecosistema. Debido al amplio dominio de análisis y a la gran cantidad de simulaciones numéricas para cubrir toda la serie temporal de ciclones tropicales y clima regular, hemos optado por simplificar las propagaciones sobre el ecosistema utilizando perfiles unidimensionales e implementando sobre ellos el modelo presentado en el apartado 2.4 del capítulo 2. Es decir, estamos resolviendo unidimensionalmente un problema que incluye procesos bidimensionales (refracción y difracción del oleaje, corrientes longitudinales...). La desviación en los resultados debido a esta simplificación ha sido minimizada utilizando perfiles cada 200 m de costa (en estudios globales los perfiles han sido trazados cada 2 km, como la aplicación desarrollada en el capítulo 3) y orientándolos en la dirección del máximo gradiente batimétrico para que los frentes de olas lleguen lo más refractados posibles y con el menor ángulo de incidencia respecto a cada perfil.

Limitación N°4: Excesivo coste computacional para propagar todos los estados de mar seleccionados sobre todos los perfiles. Es inabordable asumir el cálculo de todos los estados de mar y su propagación sobre todos los perfiles, tanto para clima regular (175.000 perfiles x 3 escenarios de

manglar x 280.320 estados de mar = 147.000 millones de ejecuciones) como para ciclones tropicales (175.000 perfiles x 3 escenarios de manglar x 548 ciclones = 288 millones de ejecuciones). Y esto es aún más difícil si para propagar utilizamos modelos de procesos 2D o 3D (ej. Delft3D), que exigen un pre-proceso laborioso de preparación de la malla numérica y definición de las condiciones de contorno, y tiene un coste computacional más elevado que, por ejemplo, el modelo presentado en el capítulo 2. Por tanto, aplicando los pasos seguidos en estudios anteriores de downscaling híbrido de oleaje, validados con datos instrumentales y de satélite (Camus et al., 2011a), hemos reducido el número de ejecuciones mediante las técnicas de clasificación estadística (MDA, aplicada a los estados de mar, y K-MEANS, aplicada a la clasificación de perfiles) (Camus et al., 2011b), para después reconstruir en costa la cota de inundación, también estadísticamente (Camus et al., 2013).

Limitación N°5: Baja calidad del modelo digital del terreno. Las posibles mejoras obtenidas al aplicar un modelo de procesos para calcular la inundación (ej. RFSM-EDA) están condicionadas por la resolución del modelo digital del terreno que se utilice para crear la malla numérica. En el caso de Filipinas, al tratarse de una escala demasiado amplia para implementar el RFSM-EDA (solo aplicable a escala local, como máximo de aproximadamente 100 km de costa) hemos utilizado el método “bathtub”, que da resultados similares a los modelos de procesos cuando la calidad de la topografía es limitada y, además, el coste computacional es más bajo.

Limitación N°6: Resultados difíciles de validar. Más allá de las validaciones que se puedan ir haciendo en cada paso de la metodología de forma independiente (ej., distribución de alturas de ola, cota de inundación, régimen extremal de ciclones tropicales...), resulta muy complicado validar los resultados finales expresados en términos socioeconómicos, pues no existen valoraciones del servicio de protección frente a inundación de los manglares a escala nacional siguiendo una metodología probabilística y expresando las consecuencias en términos anuales esperados. Por tanto, la única forma de comparar nuestros resultados es hacerlo con estudios locales y para eventos específicos. Por ejemplo, un análisis llevado a cabo en Tailandia estima el valor anual del servicio de protección nacional de los manglares en 2,837 dólares/ha, frente a los 5,077 dólares/ha que hemos obtenido en Filipinas.

A pesar de contar con limitaciones que pueden introducir incertidumbre en cada paso y elemento de la metodología (bases de datos, modelos numéricos y técnicas estadísticas), hemos sido capaces de proporcionar resultados precisos, agregados nacionalmente, en función de la disponibilidad de datos climáticos, batimétricos, topográficos y socioeconómicos. Tanto la escala de trabajo como la citada disponibilidad de datos y herramientas numéricas y estadísticas condicionan el número de hipótesis y simplificaciones que debemos asumir para poder valorar un servicio ecosistémico tan complejo como es el de protección frente a inundación.

## 4.7 Conclusiones

Mientras la pérdida de otros ecosistemas, como los arrecifes de coral, parecen tener un mayor impacto económico que social (capítulo 3), los manglares juegan un papel completamente distinto en Filipinas. La pérdida de estos ecosistemas (manglares) supondría alrededor de un 25% más de daños, tanto económicos como sociales (Figura 4.5). Esto significa que la población que se asienta en el entorno de los bosques de manglar tiene menor poder adquisitivo que las personas ubicadas en zonas de arrecifes. Dicho de otro modo, los manglares protegen principalmente zonas con pocos recursos y los corales protegen zonas ricas. Este es un tema muy sensible y que debe tenerse en cuenta a la hora de evaluar la eficiencia de las inversiones en materia de conservación y restauración de los ecosistemas. En el caso de los manglares, el peso social debe prevalecer sobre el aspecto económico. Por tanto, es más difícil justificar económicamente las inversiones en conservación de manglares que de corales. Por esta razón es importante tener en cuenta, además de los bienes tangibles, la parte intangible protegida por los ecosistemas; y esto se consigue, o bien asignando un valor económico a los bienes intangibles relacionados con el factor humano (capital humano y social), o bien promoviendo una conciencia social solidaria y de colaboración donde la vida de las personas se anteponga a los intereses económicos.

Tras analizar los beneficios anuales que proporcionan los manglares en todo Filipinas (1.000 millones de dólares en stock, 613.461 personas y 76 km de carreteras) con la pérdida de beneficio acumulada desde 1950 por la desaparición de casi el 30% del ecosistema (453 millones de dólares, 267.050 personas y 21 km de carreteras), se pone de manifiesto la importancia de conservar los manglares existentes y de promover medidas de restauración para recuperar la cobertura del ecosistema de 1950. Ante la falta de recursos para gestionar la naturaleza, siempre es mejor, al menos, conservar lo que se tiene que la inacción; y, en el caso de Filipinas, la simple conservación de la cobertura actual de manglares tiene un beneficio muy importante sobre la economía del país y las personas.

La agregación del beneficio ecosistémico a escala nacional es una primera aproximación para saber cuán eficiente sería implementar medidas de adaptación medioambiental en todo Filipinas. Para ello hemos obtenido ese valor agregado de los beneficios por hectárea de ecosistema, una forma más fácilmente interpretable a la hora de fijar las inversiones en conservación y restauración. En vista de los resultados obtenidos (Tabla 4.2), invertir en conservación del ecosistema es más rentable que invertir en restauración (4.000 dólares/ha sería el beneficio obtenido al conservar el manglar, mientras que 1.812 dólares adicionales de beneficio se obtendrían al restaurar la cobertura de 1950). Por tanto, es razonable marcar como objetivo de las futuras políticas del país la preservación de este recurso natural, y dejar como segunda opción la recuperación del ecosistema a niveles de mitad de siglo XX.

Hoy en día, los manglares proporcionan mayor beneficio anual como barreras de defensa contra ciclones tropicales que contra condiciones de clima regular (del orden de 169 millones de dólares

anuales más, ver Figura 4.7). Sin embargo, la pérdida de protección desde 1950 hasta 2010 tuvo mayor impacto sobre la defensa frente al clima regular que frente a ciclones tropicales (155 millones de dólares anuales más). En otras palabras, Filipinas ha experimentado una mayor pérdida de protección frente a eventos climáticos regulares que frente a eventos extremos.

A partir de esta observación, se puede interpretar que pequeñas pérdidas de la cobertura de manglar (ej. las experimentadas desde 1950 hasta 2010) apenas suponen cambios en los niveles de protección frente a inundación por ciclones tropicales, pero sí incrementan las pérdidas por efecto del clima regular.

Sin embargo, la total destrucción de los manglares de Filipinas convertiría la costa en mucho más vulnerable frente a eventos extremos. Para entender esto, debemos comprobar los daños producidos por cada condición climática por separado y que se muestran en la Figura 4.7. En el gráfico se ve cómo los daños anuales esperados por ciclones tropicales son siempre mayores que los esperados por condiciones climáticas regulares, especialmente ante el escenario de pérdida total del ecosistema, bajo el cual los ciclones tropicales producirían 226 millones de dólares anuales más de pérdidas que el clima regular.

# Capítulo 5

## **Valoración a escala global del servicio de protección frente a inundación costera de los manglares**

### **5.1 Introducción**

Los manglares son la primera línea de defensa frente a la erosión e inundación a lo largo de 130.000 kilómetros de costa en todo el mundo. Su papel para reducir los daños de los temporales ha sido ampliamente observado y citado en la literatura (Mcivor et al., 2012a, 2012b). Toda la estructura de cada árbol de manglar trabaja para defender la costa de las amenazas climáticas, pero cada elemento (raíces, tronco y ramas) cumple una determinada función: las raíces retienen sedimento, evitan la erosión de la costa y ayudan a disipar la energía del oleaje; el tronco es el elemento que ocupa la mayor parte de la columna de agua y es el obstáculo principal que se encuentran las olas y la marea meteorológica al propagarse a través de un campo de manglares, y, por último, las ramas, normalmente emergidas, protegen de los fuertes vientos de los huracanes (Silva-Araya et al., 2018).

Los manglares, como infraestructuras costeras naturales que son, pueden gestionarse por sí solas, en combinación con otras soluciones naturales (arrecifes de coral, por ejemplo) o integradas con estructuras convencionales artificiales. Ante escenarios de cambios medioambientales de largo plazo, como, por ejemplo, de aumento de nivel del mar, tienen la capacidad de adaptarse y sobrevivir, por lo que los costes de mantenimiento son mucho menores que recurrir a alternativas artificiales (Alongi, 2008; Gilman et al., 2008; Krauss et al., 2013; McIvor et al., 2013; McKee, 2011; McKee et al., 2007).

Además de los beneficios de protección, los manglares ofrecen un amplio abanico de servicios ecosistémicos, como la pesca, turismo, producción de madera o captación de carbono. Estos beneficios tienden a ser especialmente importantes para los grupos sociales más pobres, porque sirven como

recurso cuando otras fuentes de aprovisionamiento fallan, y ayudan a gestionar los desastres producidos por eventos extremos, aumentando la resiliencia en la costa (FAO, 2016).

Pese a todo, hay una gran preocupación por el estado de conservación global de los manglares. El incremento de la tasa de degradación observada en las últimas décadas no solo está reduciendo los beneficios directos sobre las personas, sino que también está provocando cambios en la estructura biológica y el hábitat del ecosistema. En los últimos 50 años se ha perdido del orden de un tercio de la cobertura de manglar global, con una degradación anual media del 0,7%, observada entre los años 2000 y 2005 (Spalding et al., 2010). Esta es una cifra similar a las tasas de degradación de otros ecosistemas, como los bosques tropicales, y entre tres y cinco veces superior a la media global de todos los bosques (FAO, 2005). La principal razón de las pérdidas observadas es la conversión de los usos del suelo para acuicultura y agricultura (Alongi, 2002).

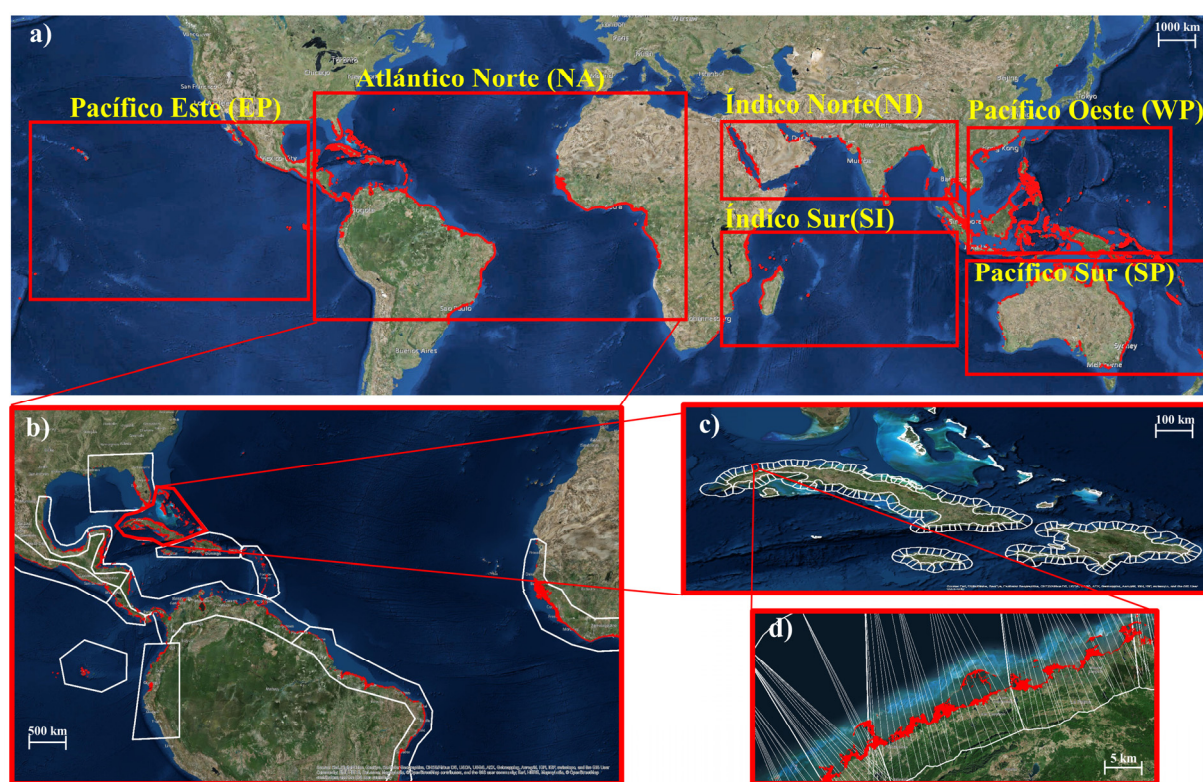
Las mayores pérdidas de manglar en el mundo se sitúan en zonas pobladas, donde se lleva a cabo una explotación no sostenible del ecosistema hasta terminar destruyéndolo (Hilft, 2012; Spalding et al., 2010). Solo en aquellas zonas donde se han reconocido los beneficios de protección de los manglares, la tasa de degradación ha disminuido. Grupos de conservación medioambiental y grupos que trabajan en la reducción de riesgos de desastres (“Disaster Risk Reduction”) se han unido para restaurar miles de hectáreas de manglar en lugares como Vietnam o Filipinas, que representan dos de los más exitosos casos de restauración ecosistémica de gran escala (Beck and Lange, 2016). El efecto de perder el ecosistema es doble: por un lado, su destrucción reduce la capacidad de disipación del oleaje y las mareas y, por otro lado, facilita también la erosión de la costa, destrucción del suelo y consecuente aumento de la inundación.

## **5.2 Zona de estudio**

Este estudio global cubre 700.000 km de costa, donde se encuentran los más de 141.000 km<sup>2</sup> de manglares que se han tenido en cuenta para la valoración del servicio ecosistémico de protección. La presencia de este tipo de ecosistema se reparte a lo largo de 4 continentes, incluyendo 9.533 islas, aunque para el análisis solo se han considerado las islas con un mínimo de 5 km de perímetro. La resolución de la línea de costa utilizada es de 200 metros, la más precisa de las disponibles en la base de datos GSHH (Global Self-consistent, Hierarchical, and High-resolution Geography Database), de la NOAA.

Al tratarse de un proyecto a escala global, para asumir la demanda computacional de cálculo requerida y facilitar la manipulación de la gran cantidad de datos generados, se ha hecho, al igual que en el estudio de corales (capítulo 3), una subdivisión del mundo a tres niveles (Figura 5.1). El primer nivel corresponde a la división en seis macro-regiones, coincidiendo con las cuencas oceánicas de

generación de ciclones tropicales (Knapp et al., 2010): Pacífico Este, Océano Atlántico, Océano Índico norte, Océano Índico sur, Pacífico Sur y Pacífico Oeste (Figura 5.1, panel “a”). El segundo nivel divide los 700.000 km de costa en 68 sub-regiones teniendo en cuenta que sean zonas donde el ecosistema tenga características similares y con una tipología de costa también parecida (por ejemplo, islas y costas continentales) (Figura 5.1, panel “b”). El tercer nivel de desagregación se hace a escala local, cogiendo unidades de 20 kilómetros de costa y cuya extensión llega hasta los 30 km tierra adentro y 10 km hacia el mar (Figura 5.1, panel “c”). El objetivo de este tercer nivel de segmentación es obtener resultados locales que permitan dar un sentido práctico a las valoraciones y poner en marcha medidas de actuación en favor de la conservación de los recursos naturales. El cuarto y máximo nivel de detalle corresponde al perfilado de la línea de costa cada kilómetro (Figura 5.1, panel “d”). En total, se definen 700.000 perfiles en todas las zonas de manglar del mundo, cortando perpendicularmente al ecosistema.



## 5.3 Metodología

Han sido muchos los intentos de evaluar los beneficios que proporcionan los manglares como defensa frente a inundación costera a pequeña escala (Beck and Lange, 2016; S Narayan et al., 2016). Sin embargo, no se han obtenido valores globales, rigurosos y consistentes entre sí, a pesar de haber demostrado el potencial del ecosistema como barrera natural en zonas locales muy concretas. En muchos

casos, no se han elegido los métodos de valoración económica de servicios ecosistémicos más adecuados, y se ha recurrido a otros, como el “replacement cost” (ver sección 1.2.3.1, capítulo 1), que no tienen en cuenta ni la magnitud de los impactos climáticos ni la probabilidad de ocurrencia (Boyer and Polasky, 2004) y sobreestiman los beneficios (Barbier et al., 2011). Se recomienda, por tanto, el uso del método de “daños evitados”, que sí tiene en cuenta el efecto real del impacto sobre los activos de costa (Barbier, 2007; Beck and Lange, 2016).

La metodología que hemos seguido para evaluar el servicio de protección frente a inundación de los manglares en todo el mundo sigue la misma secuencia de pasos presentada en el capítulo 2, pero con las siguientes particularidades y diferencias respecto a la aplicación de escala global de los arrecifes de coral (capítulo 3). A continuación se describe la adaptación de la metodología descrita en el capítulo 2 a este caso concreto de aplicación.

### **5.3.1 Paso 1: Dinámicas “offshore”**

#### FORZAMIENTOS ASTRONÓMICOS Y NIVEL DEL MAR

La caracterización de las dinámicas marinas en profundidades indefinidas se diferencia claramente entre clima regular y ciclones tropicales. Sin embargo, ambas aproximaciones tienen en común algunas componentes, como la marea astronómica o la evolución del nivel medio del mar. La marea astronómica se obtiene de la base de datos global GOT (Global Ocean Tides), con una resolución de 25 km ([ihdata@ihcantabria.com](mailto:ihdata@ihcantabria.com)). Las series históricas de nivel medio del mar, que van desde el año 1979 hasta el año 2010, muestran un incremento acentuado en los últimos años. La base de datos recoge estas variaciones, mensualmente, a escala de 100 km (Church et al., 2004).

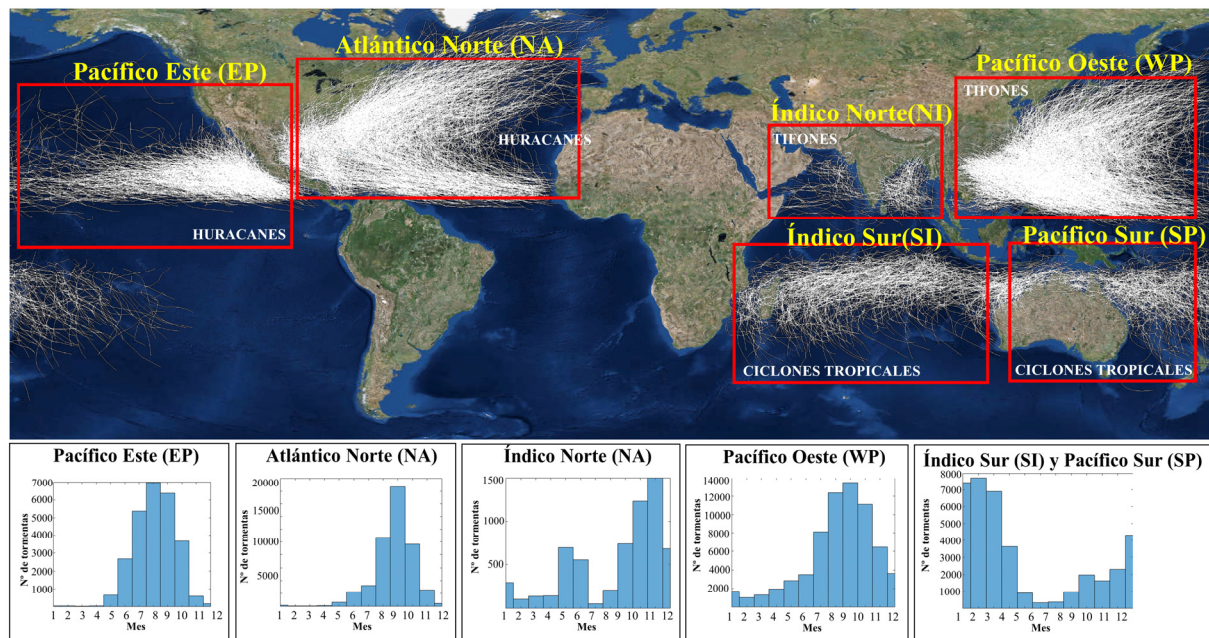
#### CLIMA REGULAR: OLEAJE Y MAREA METEOROLÓGICA

Al hablar de clima regular nos referimos a todas aquellas condiciones de oleaje y marea meteorológica que no son directamente generadas por eventos extremos locales desarrollados en la propia zona de estudio (ciclones tropicales). Al igual que en la aplicación de escala global para arrecifes de coral, los datos de oleaje se obtienen de la serie histórica GOW 2 (Perez et al., 2017), y los datos de marea meteorológica se obtienen de la serie de reanálisis creada a partir de los datos DAC (Dynamic Atmospheric Correction) y de los campos de presión del reanálisis atmosférico 20CR (NOAA-CIRES, Compo et al., 2011). Con el objetivo de trabajar en el mismo intervalo de tiempo de ambas series, se han utilizado los datos que van desde 1979 hasta 2010. Además, para evitar una doble contabilidad de ciclones tropicales, los registros coincidentes con estos eventos se eliminaron de las bases de datos históricas de olas y marea meteorológica utilizadas para definir el clima regular.



## CICLONES TROPICALES: OLEAJE Y MAREA METEOROLÓGICA

Por ciclones tropicales nos referimos a sistemas de circulación atmosférica, puntuales, que se desarrollan en un dominio espacial concreto y que producen vientos de más de 119 km/h en torno a un centro de bajas presiones que se desplaza sobre el mar, generando olas y marea meteorológica. Al igual que hicimos en Filipinas, para tratar este fenómeno a escala global, utilizaremos la base de datos IBTrACS (Knapp et al., 2010). En ella hay información 6-horaria de tormentas tropicales (vientos entre 63 km/h y 119 km/h) y ciclones tropicales (vientos superiores a 119 km/h) en distintas cuencas oceánicas. La mayor actividad ciclónica se concentra en los meses de junio a noviembre en el hemisferio Norte, y entre noviembre y marzo en el hemisferio Sur (en la Figura 5.2 se muestran los histogramas de distribución anual de ciclones tropicales en cada cuenca oceánica). Cada tormenta tropical está caracterizada por la velocidad máxima del viento y la posición del centro del ciclón en cada instante.



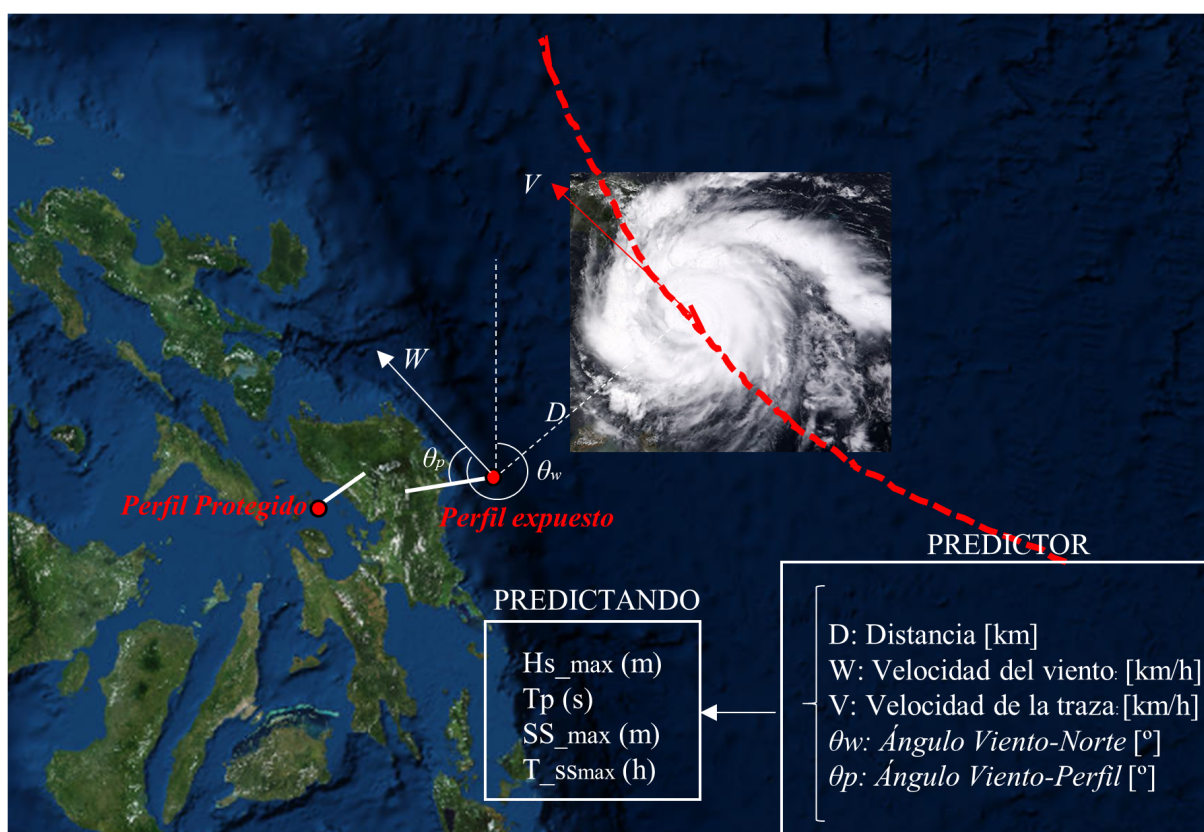
**Figura 5.2: Base de datos ciclones tropicales (IBTrACS).** En el mapa se muestra la subdivisión de las trazas de ciclones tropicales por cuencas oceánicas (recuadros rojos). Debajo se han representado los histogramas que recogen la estacionalidad de estos eventos a lo largo del año y en cada cuenca. Fuente: Elaboración propia a partir de la base de datos IBTrACS (Knapp et al., 2010).

Con el objetivo de calcular los campos de oleaje y marea meteorológica generados por cada ciclón tropical en todo el mundo, se nos presentan tres alternativas:

- (1) Simular numéricamente los ciclones tropicales históricos de la base de datos IBTrACS en todo el mundo, con modelos (ej. Delft3D), igual que se ha hecho a escala nacional en Filipinas (Capítulo 4).
- (2) Utilizar formulaciones paramétricas existentes que correlacionan las variables atmosféricas (viento y presión) con las variables oceanográficas, como la altura de ola (Ruiz-Martinez et al., 2009) y la marea meteorológica (Dean and Dalrymple, 1991).

- (3) Aprovechar las simulaciones numéricas ya realizadas con el modelo Delft3D en Filipinas y buscar relaciones estadísticas entre los parámetros del ciclón y las variables oceanográficas para crear un nuevo modelo predictivo (distancia, velocidad del viento, velocidad de desplazamiento, ángulo de incidencia del viento vs altura de ola, periodo, marea meteorológica y duración del pico de la tormenta).

La primera alternativa no es viable desde el punto de vista computacional. Si bien ha sido la aproximación seguida en Filipinas, los recursos consumidos para llevarla a cabo nos han hecho ver la imposibilidad de aplicarla a escala global. La segunda opción supondría utilizar fórmulas semiempíricas que, en muchos casos, responden a situaciones concretas y tienen un rango de aplicabilidad muy reducido. Por ejemplo, la fórmula de Ruíz-Martínez et al. (2009) no predice la altura de ola en presencia de islas, lo cual nos limita a la hora de aplicarla a multitud de países, como Filipinas.



**Figura 5.3: Parametrización de un ciclón tropical.** Croquis para identificar las variables predictoras del clima marítimo generado por un ciclón tropical en cualquier punto. En la figura se muestra el ejemplo de un tifón en Filipinas donde las variables predictoras son la distancia del ojo del tifón al punto objetivo (D), la velocidad del viento (W), la velocidad de desplazamiento del tifón (V), la dirección del viento respecto al Norte en el punto objetivo ( $\theta_w$ ) y el ángulo entre la dirección del viento y la dirección del perfil que une el punto objetivo y la costa ( $\theta_p$ ). El predictando es la altura de ola significativa máxima producida durante el evento en el punto objetivo ( $H_{smax}$ ), el periodo de pico ( $T_p$ ), la marea meteorológica máxima ( $SS_{max}$ ) y la duración de la marea meteorológica máxima ( $T_{SSmax}$ ). Fuente: Elaboración propia.

Por tanto, hemos optado por la tercera alternativa, basada en utilizar las ejecuciones llevadas a cabo con el modelo Delft3D en Filipinas, donde se simularon 548 eventos sobre una malla bidimensional de 5 km de tamaño de celda, creando, finalmente, un total de 58 millones de datos, considerando todos los nodos. Con esta información vamos a ver qué tipo de correlación hay entre las variables físicas del

ciclón (*distancia de la traza al perfil,  $D$ , en km; velocidad del viento,  $W$ , en km/h; velocidad de desplazamiento del ciclón,  $V$ , en km/h; dirección del viento respecto al norte,  $\theta_{WN}$ , en grados, y el ángulo entre la dirección del viento-perfil  $\theta_{WP}$ , en grados*) y las variables oceanográficas en el punto objetivo (*altura de ola significativa máxima producida durante el evento en el punto objetivo,  $H_{s_{max}}$ ; el periodo de pico,  $T_p$ ; la marea meteorológica máxima,  $SS_{max}$  y la duración de la marea meteorológica máxima,  $T_{SS_{max}}$* ). Como las variables predictoras dependen del tiempo, las combinaciones que se pueden dar en cada evento de ciclón tropical son infinitas, por lo que debemos elegir parámetros estacionarios significativos para predecir el clima marítimo.

Hemos probado las siguientes tres alternativas:

- Parámetros del ciclón asociados al punto de la traza más cercano a cada perfil:  $D_{min}$ ,  $W_{dist\_min}$ ,  $V_{dist\_min}$ ,  $\theta_{WN\_dist\_min}$  y  $\theta_{WP\_dist\_min}$ .
- Parámetros del ciclón asociados al instante y lugar de vientos máximos:  $D_{wind\_max}$ ,  $W_{max}$ ,  $V_{wind\_max}$ ,  $\theta_{WN\_wind\_max}$  y  $\theta_{WP\_wind\_max}$ .
- Parámetros del ciclón promediados en el tiempo que dura el evento:  $D_{media}$ ,  $W_{media}$ ,  $V_{media}$ ,  $\theta_{WN\_media}$  y  $\theta_{WP\_media}$ .

No todos los casos ejecutados sirven para correlacionar los ciclones con el clima marítimo que generan; por consiguiente, eliminamos los datos cuando la mínima distancia entre la traza y el perfil supera los 500 km y cuando el viento sopla en dirección “offshore”, es decir, en sentido contrario a la costa.

Como Filipinas (zona de donde tenemos los datos) presenta una disposición de islas con zonas de costa que no están directamente expuestas a ciclones tropicales, dividimos los datos en dos grupos (Figura 5.3):

- (1) Zonas de costa directamente expuestas a ciclones tropicales.
- (2) Zonas protegidas del impacto directo de ciclones tropicales.

Para cada combinación (5 variables del ciclón x 3 instantes de tiempo x 4 variables oceanográficas = 60 casos), hemos estudiado el coeficiente de Pearson ( $P_{xy}$ ), que cuantifica estadísticamente el grado de correlación entre las variables del ciclón “X” y las variables oceanográficas “Y” (ecuación 5.1). Cuanto más se aproxima a 1 o a -1, mayor será la dependencia de ambas variables. Por el contrario, cuanto más se aproxime a 0, peor será la correlación. Por otro lado,  $\sigma_{xy}$  es la covarianza de las variables “X” e “Y”, mientras que  $\sigma_x$  y  $\sigma_y$  son las respectivas desviaciones típicas. En el APÉNDICE E se presentan las tablas y figuras con los diferentes coeficientes de correlación para todas las combinaciones de variables posibles (Tabla E1 y Tabla E2, y de la Figura E3 a la Figura E10).

$$\text{Coeficiente de correlación de Pearson: } P_{xy} = \sigma_{xy} / \sigma_x \cdot \sigma_y \quad (5.1)$$

Tras estudiar los coeficientes de correlación entre variables, hemos ajustado las variables de clima marítimo ( $Y_i$ ) al modelo paramétrico de la ecuación 5.2. Este ajuste lo hemos probado para una, dos, tres y cuatro variables independientes ( $X_i$ ), de tal forma que podamos cubrir todas las alternativas y, en base al coeficiente de correlación de cada una, se ha elegido el mejor modelo de regresión.

$$Y_s = a_0 + a_1 \cdot X_1^{a1} + a_2 \cdot X_2^{a2} + \dots + a_n \cdot X_n^{an} \quad (5.2)$$

Tras elegir los valores mínimos del coeficiente de Pearson (Tabla E1 y Tabla E2 del APÉNDICE E), las variables explicativas que, en cada caso, mejor predicen la altura de ola máxima ( $H_{smax}$ ), el periodo de pico ( $T_p$ ), la marea meteorológica máxima ( $SS_{max}$ ) y la duración del pico de marea meteorológica producido por el ciclón ( $T_{SSmax}$ ) son las siguientes (Tabla 5.1):

ZONAS DE COSTA DIRECTAMENTE EXPUESTAS A CICLONES TROPICALES	ZONAS DE COSTA PROTEGIDAS DE CICLONES TROPICALES
$H_{smax} = f(D_{min}, \theta_{WP\_dist\_min}, \theta_{WP\_media}, V_{media})$ $T_p = f(D_{min}, W_{dist\_min}, \theta_{WN\_media}, V_{wind\_max})$ $SS_{max} = f(D_{min}, W_{dist\_media}, \theta_{WP\_media}, \theta_{WN\_dist\_min})$ $T_{SSmax} = f(W_{media}, \theta_{WN\_dist\_min}, D_{min}, V_{media})$	$H_{smax} = f(D_{min}, W_{dist\_min}, V_{wind\_max}, \theta_{WN\_wind\_max})$ $T_p = f(W_{dist\_min}, \theta_{WN\_dist\_min}, D_{min}, V_{media})$ $SS_{max} = f(D_{min}, W_{dist\_min}, V_{dist\_min}, \theta_{WN\_dist\_min})$ $T_{SSmax} = f(W_{media}, D_{min}, V_{dist\_min}, \theta_{WN\_dist\_min})$

**Tabla 5.1: Variables explicativas del clima marítimo generado por ciclones tropicales.** La columna de la izquierda muestra las relaciones entre predictor (parámetros del ciclón tropical) y predictando (parámetros de clima marítimo) para las zonas de costa directamente expuestas a los ciclones tropicales. La columna de la derecha muestra las mismas relaciones pero para las zonas de costa protegidas de los ciclones tropicales. Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 5.2 y la Tabla 5.3 muestran los modelos de regresión elegidos y el coeficiente de correlación de cada uno (ecuaciones 5.3 a 5.10). Consultar el Apéndice E para más información sobre los modelos de regresión y las comparaciones realizadas con modelos paramétricos existentes (Ruiz-Martínez et al., 2009 y Ochi 1993):

ZONAS DE COSTA DIRECTAMENTE EXPUESTAS A CICLONES TROPICALES		
$H_{smax} = 410857 - 0,932 \cdot D_{min}^{0,428} + 3,603e-154 \cdot \theta_{WP\_dist\_min}^{63,129} - 4,1083 \cdot \theta_{WP\_media}^{9e-6} + 0,012 \cdot V_{media}^{1,115}$	$r=0,90$	(5.3)
$T_p = -236,4611 + 0,2781 \cdot D_{min}^{0,406} + 0,2174 \cdot W_{dist\_min}^{0,607} - 38,7856 \cdot \theta_{WN\_media}^{0,290} + 262,0513 \cdot V_{wind\_max}^{0,090}$	$r=0,90$	(5.4)
$SS_{max} = 0,2199 - 6,251e-8 \cdot D_{min}^{2,401} + 3,523e-42 \cdot W_{dist\_media}^{4,68} - 7,8412e-6 \cdot \theta_{WP\_media}^{2,048} + 4,5341e-113 \cdot \theta_{WN\_dist\_min}$ 46,468	$r=0,73$	(5.5)
$T_{ss} = -1,6299e6 + 1,6299e6 \cdot W_{media}^{2e-5} - 1,1716e-152 \cdot \theta_{WN\_dist\_min}^{63,133} - 4,5281e-9 \cdot D_{min}^{3,594} - 2,6318e-4 \cdot V_{media}^{2,993}$	$r=0,70$	(5.6)

**Tabla 5.2: Modelos de regresión en zonas directamente expuestas a ciclones tropicales.** La tabla muestra el mejor ajuste para predecir la altura de ola significativa máxima, el periodo de pico, la marea meteorológica máxima y su duración en zonas de costa directamente expuestas a ciclones tropicales. Fuente: Elaboración propia.

ZONAS DE COSTA PROTEGIDAS DE CICLONES TROPICALES		
$H_{smax} = 9,5249e3 - 1,6819 \cdot 10^4 \cdot D_{min}^{2e-4} + 7,2955e3 \cdot W_{dist\_min}^{5e4} + 0,116 \cdot V_{wind\_max}^{0,607} - 5,9172e-60 \cdot \theta_{WN\_wind\_max}^{24,13}$	r=0,92	(5.7)
$T_p = -5,6228e3 + 0,7901 \cdot W_{dist\_min}^{0,43} - 2,531e-154 \cdot \theta_{WN\_dist\_min}^{62,955} + 8,4074e-24 \cdot D_{min}^{8,982} + 5,6197e3 \cdot V_{media}^{7e-5}$	r=0,88	(5.8)
$SS_{max} = 583,345 - 504,127 \cdot D_{min}^{2e-4} + 0,0565 \cdot W_{dist\_min}^{0,385} - 78,818 \cdot V_{dist\_min}^{8e-4} + 2,978e-108 \cdot \theta_{WN\_dist\_min}^{43,89}$	r=0,83	(5.9)
$T_{ss} = -8,0556 \cdot e4 + 4,0666 \cdot W_{media}^{0,6501} + 1,2348e5 \cdot D_{min}^{e-4} - 4,2899e4 \cdot V_{dist\_min}^{7e-4} + 2,098e152 \cdot \theta_{WN\_dist\_min}^{62,699}$	r=0,88	(5.10)

**Tabla 5.3: Modelos de regresión en zonas protegidas de ciclones tropicales.** La tabla muestra el mejor ajuste para predecir la altura de ola significativa máxima, el periodo de pico, la marea meteorológica máxima y su duración en zonas de costa que no están directamente expuestas a ciclones tropicales. Fuente: Elaboración propia.

### 5.3.2 Paso 2: Dinámicas pre-hábitat

#### PROPAGACIÓN DEL CLIMA REGULAR HASTA CADA PERFIL

El oleaje procedente de profundidades indefinidas sufre transformaciones a medida que se aproxima a la costa e interacciona con los obstáculos que se va encontrando. El efecto combinado de los procesos de asomeramiento, refracción, difracción y rotura producen cambios en la altura de ola y dirección de los frentes. Para llevar las dinámicas de clima regular hasta el inicio de cada perfil hemos seguido un downscaling híbrido (consultar capítulo 2, sección 2.3) basado en una serie de pasos que se detallan a continuación:

Previamente, hemos asignado a cada perfil el punto más próximo de las bases de datos de oleaje (GOW 2), marea meteorológica (reanálisis a partir de los datos del 20CR), marea astronómica (GOT) y nivel medio del mar. Cada serie temporal tiene una duración de 32 años (desde 1979 hasta 2010), es decir, más de 280.000 estados de mar horarios que han de ser propagados hasta cada uno de los más de 700.000 perfiles generados en todo el mundo. La única forma de abordar tal cantidad de simulaciones es reduciendo el número de casos a ejecutar. Para ello aplicamos el algoritmo MDA sobre 3.787 combinaciones distintas de series históricas de oleaje y niveles (AT+SS+MSL). Consecuentemente, pasamos de tener 3.787 combinaciones de más de 280.000 estados de mar, a tener 3.787 combinaciones de 120 estados de mar representativos. Aunque siguen siendo muchos casos, es posible abordar el cálculo mediante modelos sencillos de asomeramiento y refracción (para la altura de ola) y ley de Snell (para la dirección) (ecuaciones 5.11 y 5.12).  $H_{s\text{perfil}}$  y  $H_{s\text{off}}$  representan la altura de ola significativa en el punto de inicio de cada perfil y en profundidades indefinidas, respectivamente;  $C_{\text{perfil}}$  y  $C_{\text{off}}$  son la celeridad de la onda, y  $\theta_{\text{perfil}}$  y  $\theta_{\text{off}}$  son el ángulo que forma el frente de ondas con el máximo gradiente batimétrico, asumiendo la hipótesis de que la batimetría es aproximadamente recta y paralela.

$$H_{s\_perfil} = H_{s\_off} \cdot \sqrt{\frac{C_{off}}{C_{perfil}}} \cdot \sqrt{\frac{\cos \theta_{off}}{\cos \theta_{perfil}}} \quad (5.11)$$

$$\text{Ley de Snell: } \frac{C_{off}}{\cos \theta_{off}} = \frac{C_{perfil}}{\cos \theta_{perfil}} \quad (5.12)$$

Asumimos que el nivel medio del mar, la marea meteorológica y la marea astronómica son iguales en el punto de origen “offshore” y en el inicio de cada perfil, por lo que la variable “nivel” (MSL+AT+SS) no es necesario propagarla hasta los perfiles.

Ya tenemos, en cada uno de los 700.000 perfiles, 120 estados de mar propagados de altura de ola ( $H_s$ ), periodo de pico ( $T_p$ ), dirección del oleaje ( $\theta_p$ ) y nivel total de agua (MSL+AT+SS).

#### PROPAGACIÓN DEL CLIMA MARÍTIMO DE CICLONES TROPICALES HASTA CADA PERFIL

Como en el paso 1 hemos creado un modelo predictivo para calcular las variables oceanográficas generadas por ciclones tropicales, no es necesario propagar el oleaje y marea meteorológica hasta cada perfil. Aplicamos los modelos de regresión (ecuaciones 5.3 a 5.10), por separado, en cada una de las 68 regiones en las que hemos dividido la costa mundial donde hay manglares, y obtenemos los mismos parámetros que para clima regular, además del tiempo de duración de la marea meteorológica ( $T_{ss}$ ), altura de ola ( $H_s$ ), periodo de pico ( $T_p$ ) y nivel total de agua (MSL+AT+SS). Entre las 68 regiones hay un total de 166 millones de combinaciones de ciclones tropicales y perfiles sobre los que implementar las ecuaciones de los modelos de regresión estimados.

### **5.3.3 Paso 3: Propagación a través del ecosistema**

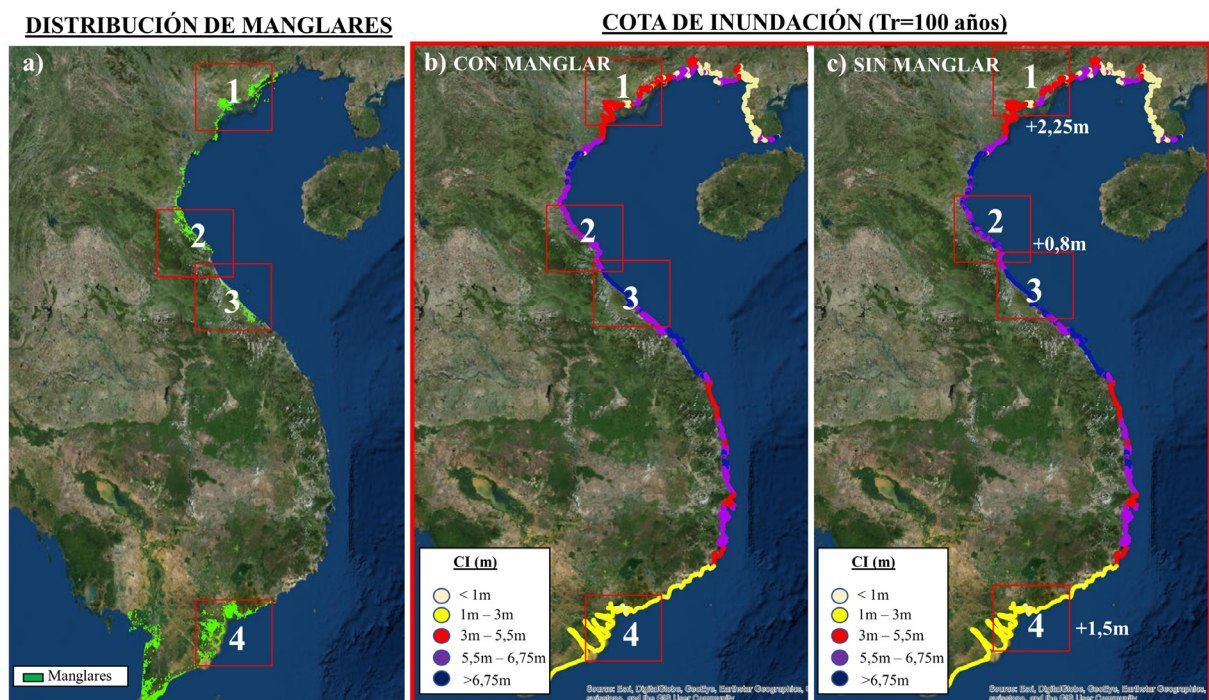
No hemos modelado directamente las transformaciones de las olas y marea meteorológica al propagarse a través de los manglares, como sí se hizo en la aplicación de escala global de valoración de arrecifes de coral (capítulo 3). En este caso, vamos a seguir la misma estrategia para calcular la cota de inundación en costa generada por clima regular y generada por ciclones tropicales. Para ello, también hacemos uso de los resultados de Filipinas, en concreto los de las propagaciones 1-D, ejecutadas con el modelo Delft3D. Como ya adelantamos en el capítulo 4, se crearon unas tablas de interpolación para correlacionar la información climática al inicio del perfil ( $H_s$ ,  $T_p$ ,  $SS$  y  $T_{ss}$ , esta última solo en caso de ciclones tropicales) y las características de los manglares (ancho y profundidad media) con la cota de inundación en costa. Estas tablas contienen 37.500 simulaciones de ciclones tropicales (50 ciclones x 750 perfiles) y 90.000 simulaciones de clima regular (120 estados de mar x 750 perfiles), y cubren un



rango de dinámicas y parámetros geométricos de la vegetación lo suficientemente amplio como para ser aplicadas a escala global (consultar la Figura F1 y la Figura F2 del APÉNDICE F).

Al interpolar en las dos tablas, obtenemos la cota de inundación en cada perfil, tanto para clima regular como para ciclones tropicales, pero con las siguientes particularidades. En el caso del clima regular, lo que interpolamos son 120 estados de mar representativos de los 32 años de series temporales. Por tanto, debemos aplicar la técnica de reconstrucción estadística RBF (Camus et al., 2013) para reconstruir en cada perfil la serie histórica completa de cota de inundación. Por su parte, en el caso de los ciclones tropicales, interpolamos todos los eventos que impactan en cada perfil (sin clasificar), por lo que no es necesario hacer ninguna reconstrucción.

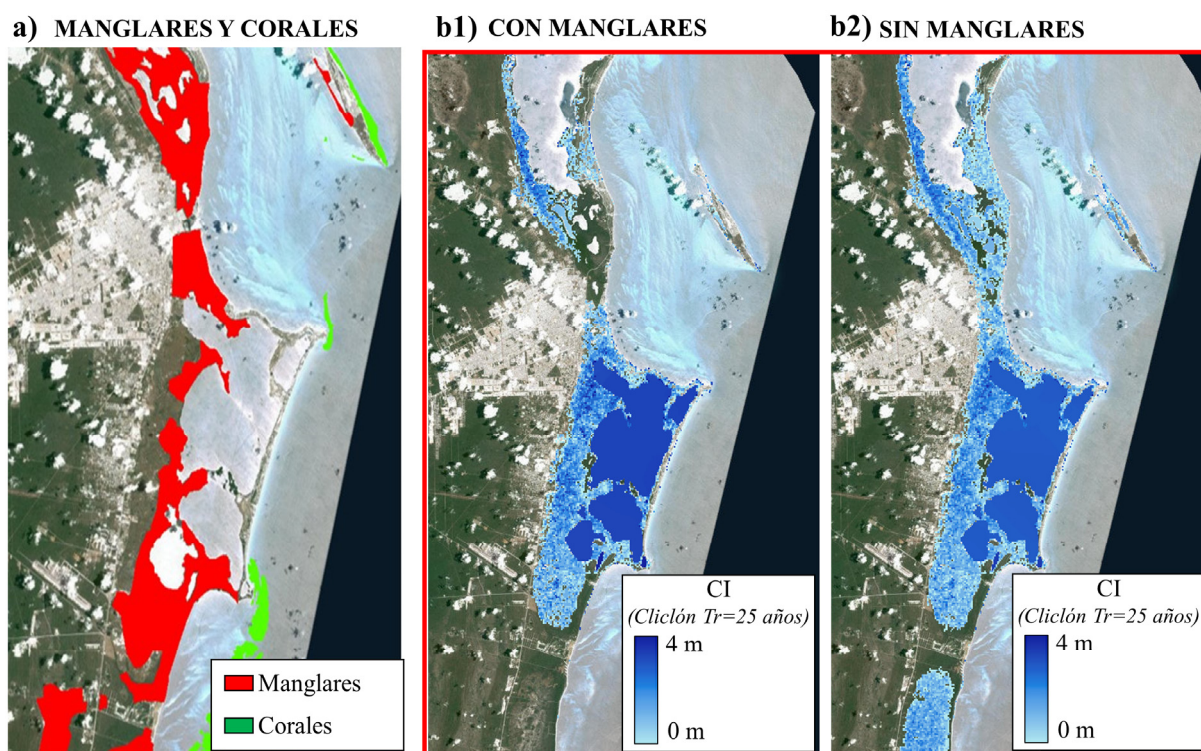
Después de obtener las series de clima regular y ciclones tropicales hacemos una selección de valores máximos sobre un umbral variable, de tal forma que, al menos, aseguremos 1 evento cada 5 años. Ajustamos estos valores seleccionados a una distribución generalizada “Pareto-Poisson” y obtenemos las curvas de periodo de retorno de la cota de inundación de cada escenario de conservación de manglares. La Figura 5.4 es un ejemplo de la distribución espacial de la cota de inundación de 100 años de periodo de retorno asociada a ciclones tropicales.



**Figura 5.4: Cota de inundación en Vietnam.** (a) Distribución de los manglares a lo largo de la costa del Vietnam. Los paneles (b) y (c) son un ejemplo de cota de inundación (CI) de 100 años de periodo de retorno, producida por ciclones tropicales en la costa de Vietnam bajo dos escenarios: (b) Con manglares y (c) sin manglares. Las cuatro zonas señaladas corresponden a los lugares de mayor densidad de ecosistema, aunque no todos proporcionan el mismo nivel de protección. Mientras que los manglares de las zonas 2 y 3 apenas contribuyen a reducir la cota de inundación, los de las zonas 1 y 4 consiguen reducir el nivel más de 1 metro, llegando hasta los 2,25 m en el norte. Fuente: Elaboración propia.

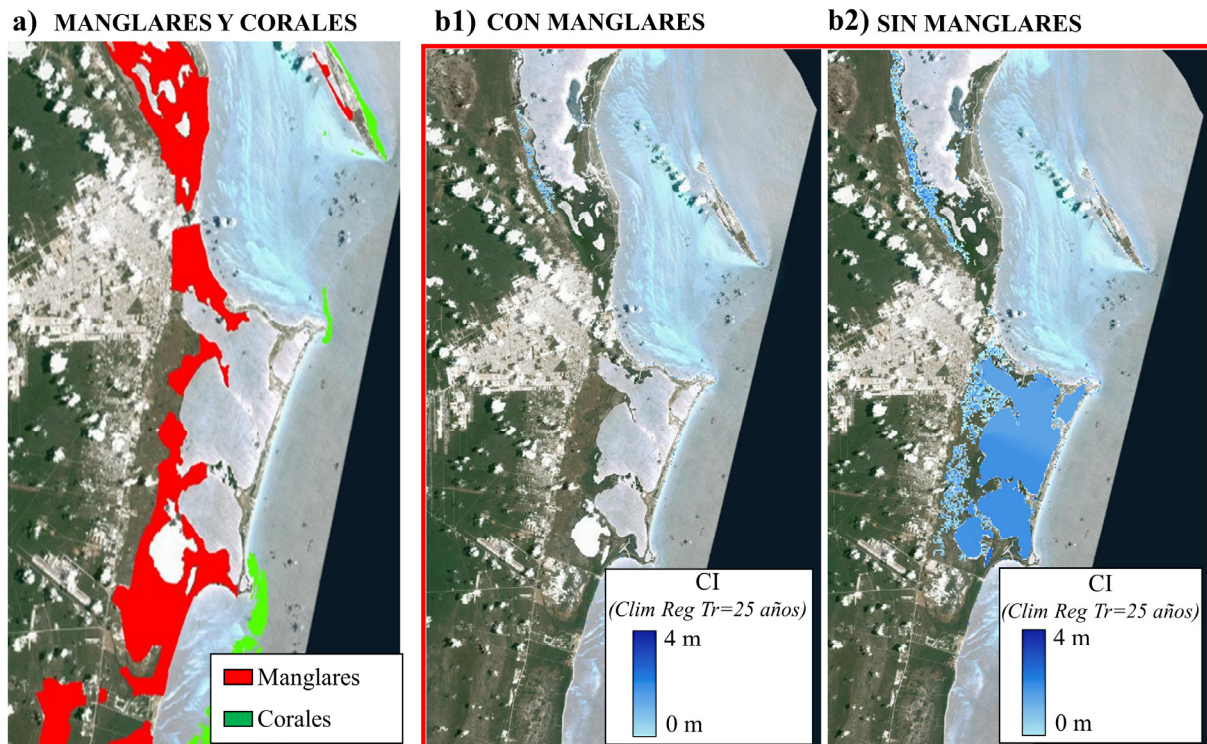
### 5.3.4 Paso 4: Impacto de la inundación

Para transferir la cota de inundación a tierra seguimos el mismo esquema que aplicamos en la metodología de valoración global de arrecifes de coral, con la única diferencia de que, esta vez, el número de escenarios a simular es el doble, debido a la separación de las dinámicas entre clima regular y ciclones tropicales. Con la idea de ser consistentes en el análisis de ambas condiciones climáticas, elegimos los mismos periodos de retorno con los que obtener la superficie de inundación: 10, 25, 50 y 100 años. La tasa mínima de ocurrencia está marcada por la limitación de algunas zonas con escasez de eventos extremos, donde no hay registros de inundaciones frecuentes. Empleamos el método “bathtub” de GIS para conectar los puntos de la topografía global SRTM (30 metros de resolución horizontal) que están bajo el nivel de agua. Las Figura 5.5 y Figura 5.6 ejemplifican este cuarto paso de la metodología. En ellas se muestra la distribución sobre el terreno de la cota de inundación de 25 años de periodo de retorno, producida por ciclones tropicales y clima regular, en la zona de Cancún (México), para los escenarios con y sin manglares.



**Figura 5.5: Superficie de inundación producida por ciclones tropicales en Cancún (México).** Distribución de la superficie de inundación de 25 años de periodo de retorno en Cancún, producida por ciclones tropicales: (a) Distribución de la capa de manglares (rojo) y arrecifes de coral (verde) en la zona. (b) Inundación en presencia de manglares. (c) Inundación en ausencia de manglares. Fuente: Elaboración propia.





**Figura 5.6: Superficie de inundación producida por el clima regular en Cancún (México).** Distribución de la superficie de inundación de 25 años de periodo de retorno en Cancún, producida por condiciones de clima regular: (a) Distribución de la capa de manglares (rojo) y arrecifes de coral (verde) en la zona. (b) Inundación en presencia de manglares. (c) Inundación en ausencia de manglares. Fuente: Elaboración propia.

### 5.3.5 Paso 5: Daños y beneficios socioeconómicos

La valoración de las consecuencias de la pérdida de manglares se va a hacer en términos de personas y de capital construido. Sin embargo, en lugar de estimar el capital construido en base a indicadores económicos nacionales, vamos a calcularlo directamente como la suma de dos distribuciones espaciales de stock (industrial y residencial), de las que sí se tiene información global. Esta es la principal diferencia con la valoración global de arrecifes de coral (capítulo 3).

La distribución espacial de personas utilizada es la GPW, de SEDAC, con una resolución de 1 km. Por su parte, la distribución espacial de stock residencial e industrial que hemos utilizado proviene de la base de datos GAR15, y está a una escala de 5 km de resolución espacial en todo el mundo. Para poder cruzar las capas de inundación con las de población y stock, ha sido necesario redistribuir los activos sobre una malla de 30 metros de resolución, para lo cual se ha aplicado, región a región (68 en total), un método de downscaling en el que los valores redistribuidos se calibraron con la base de datos WorldPop (población cada 100 metros). Se ha impuesto como condición de contorno que la suma total de los activos reescalados a 30 metros en cada región sea igual a la suma de esos mismos activos sin re-escalar en la misma zona de control.

La sensibilidad de las personas y stock a diferentes niveles de inundación se ha obtenido a través de las curvas de daño JRC (Joint Research Centre), particularizadas por continente (África, Asia, Oceanía, Norte América, Sudamérica y América Central) y por tipología de activo: residencial e industrial (Huizinga et al., 2017).

La conjunción de las curvas de daño y la distribución de personas y stock expuesto a la inundación nos da las consecuencias por periodo de retorno. Ya solo queda anualizar los daños y expresarlos en términos de Valores Anuales Esperados. Para ello las curvas de periodo de retorno se integran al mismo nivel de agregación que las unidades en las que hemos segmentado la costa, es decir, en teselas de 20 km. Podemos, así, mostrar información global de los daños anuales por inundación en cualquier lugar y con una resolución espacial suficientemente alta como para incorporarla en las políticas de planificación de la costa y conservación de ecosistemas.

### 5.3.6 Diferencias metodológicas respecto a la valoración global de corales

Este estudio global difiere, metodológicamente, del que hemos realizado para arrecifes de coral (capítulo 3), por lo que, para la comparación de los resultados de ambos estudios debe hacerse teniendo en cuenta dichas diferencias (Tabla 5.4).

	ARRECIFES DE CORAL GLOBAL	MANGLARES GLOBAL
<b>Pre-proceso</b>	39 subregiones. 105.300 km de costa analizados. Perfiles cada 2 km. En total 52.650 perfiles.	68 subregiones. 700.000 km de costa analizados. Perfiles cada 1 km. En total 700.000 perfiles.
<b>Paso 1: Dinámicas “offshore”</b>	Estudio conjunto de clima extremo y clima regular.	Separación del clima extremo local (ciclones tropicales) del resto de condiciones climáticas (clima regular).
<b>Paso 2: Dinámicas pre-hábitat</b>	Se propagan con Snell todas las dinámicas.	Solo se propaga con Snell el clima regular. Para extremos creamos un modelo de regresión.
<b>Paso 3: Propagación a través del ecosistema</b>	Modelo 1D de propagación de oleaje y nivel para calcular la cota de inundación.	Interpolación en tablas que correlacionan las dinámicas al inicio del perfil + las características del manglar, con la cota de inundación.
<b>Paso 4: Impacto de la inundación</b>	Cota de inundación cada 2 km.	Cota de inundación cada 1 km.
<b>Paso 5: Daños y beneficios socioeconómicos</b>	Capital construido calculado por país a partir de la población y del PIB per cápita.  Función de daño general para personas y capital construido (Hinkel et al., 2014b).	Capital construido medido, directamente como suma del stock industrial y residencial.  Funciones de daño específicas, según localización y tipo de capital.

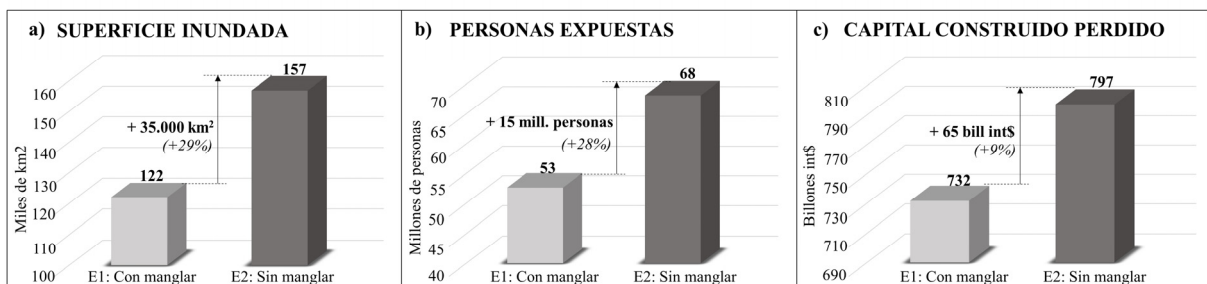
**Tabla 5.4: Comparación de metodologías.** Diferencias entre la metodología global aplicada a la valoración de arrecifes de coral y la aplicada a manglares. Fuente: Elaboración propia.

## 5.4 Resultados

### 5.4.1 Beneficios globales agregados

Los manglares evitan una pérdida anual de 65 billones de dólares en todo el mundo, pero, además, más de 15 millones de personas reciben protección de estos ecosistemas y 35.000 km<sup>2</sup> dejan de inundarse gracias a su existencia. Hablando en términos porcentuales, la desaparición de los manglares supondría un incremento del 29% de superficie inundada, un 28% más de personas expuestas y casi un 9% de capital construido perdido (Figura 5.7).

#### Amenaza Climática: Efecto conjunto de Ciclones tropicales y Clima Regular



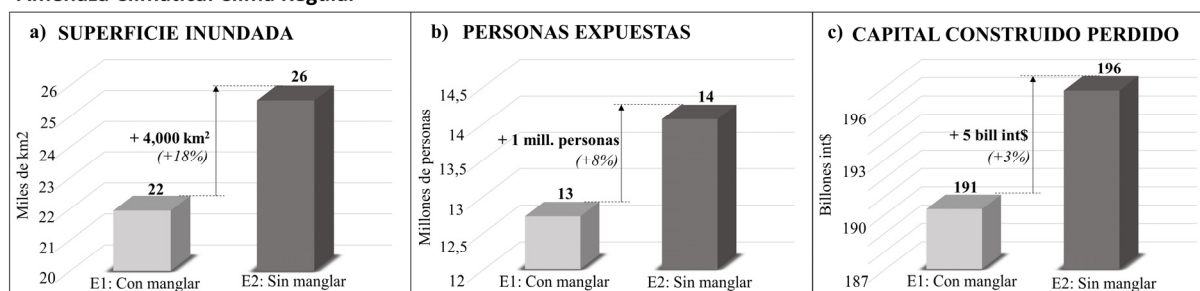
**Figura 5.7: Daño y beneficio anual esperado total.** Daños anuales esperados con manglares (E1) y sin manglares (E2) y beneficios anuales esperados (E2-E1). Los daños y beneficios están expresados en términos de (a) Superficie inundada (miles de km<sup>2</sup>), (b) número de personas expuestas a la inundación (millones de personas) y (c) capital construido perdido (billones int\$). Fuente: Elaboración propia

Sin embargo, el servicio de protección ofrecido por este ecosistema no es el mismo si miramos ante qué condiciones climáticas nos protege: ciclones tropicales o clima regular. Frente a ciclones tropicales, la protección anual es de 31.000 km<sup>2</sup>, 14 millones de personas y 60 billones de dólares (Figura 5.8), mientras que frente al clima regular, el beneficio aportado anualmente es de 4.000 km<sup>2</sup>, 1 millón de personas y 5 billones de dólares (Figura 5.9). En promedio, los manglares evitan once veces más daños por ciclones tropicales que por clima regular, por lo que estudiar estos eventos extremos (ciclones) por separado es imperativo para una correcta valoración de la protección real del ecosistema.

#### Amenaza Climática: Ciclones tropicales



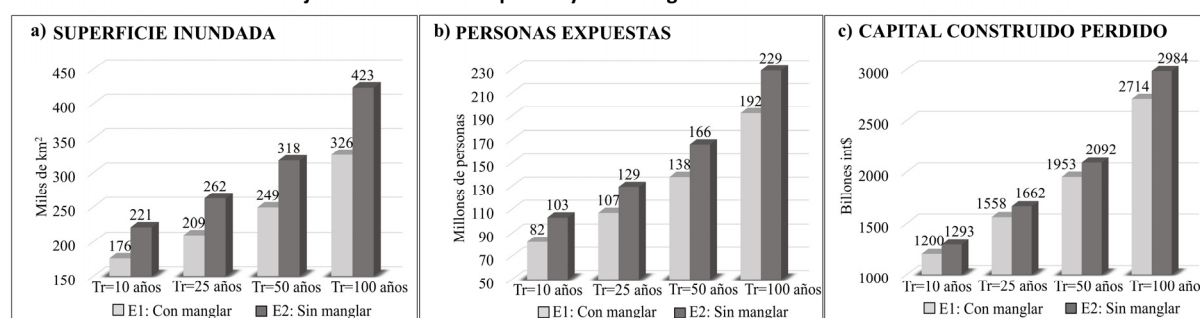
**Figura 5.8: Daño y beneficio anual esperado por la acción de ciclones tropicales.** Daños anuales esperados con manglares (E1) y sin manglares (E2) y beneficios anuales esperados (E2-E1). Los daños y beneficios están expresados en términos de (a) Superficie inundada (miles de km<sup>2</sup>), (b) número de personas expuestas a la inundación (millones de personas) y (c) capital construido perdido (billones int\$). Fuente: Elaboración propia.

**Amenaza Climática: Clima Regular**

**Figura 5.9: Daño y beneficio anual esperado por la acción de clima regular.** Daños anuales esperados con manglares (E1) y sin manglares (E2) y beneficios anuales esperados (E2-E1). Los daños y beneficios están expresados en términos de (a) Superficie inundada (miles de km²), (b) número de personas expuestas a la inundación (millones de personas) y (c) capital construido perdido (billones int\$). Fuente: Elaboración propia.

Si ahora observamos la contribución total de los manglares repartida por periodos de retorno (Figura 5.10), se observa una tendencia creciente del beneficio a medida que aumenta la intensidad del evento climático. Para eventos de periodos de retorno bajos ( $Tr=10$  años), las pérdidas económicas evitadas son del orden de 93 billones de dólares, similares a las de eventos de inundación de 25 y 50 años de periodo de retorno (104 y 139 billones int\$, respectivamente). Sin embargo, para inundaciones de periodos de retorno altos ( $Tr=100$  años), se observa un incremento de los daños y también de la protección que llega casi a los 270 billones int\$.

Porcentualmente, el beneficio de los manglares es independiente del periodo de retorno: la superficie inundada adicional si se pierde el ecosistema oscila en torno al 25%-30%, el aumento de personas expuestas es del orden del 19%-29%, mientras que los beneficios económicos recibidos se encuentran siempre alrededor del 7%-10%.

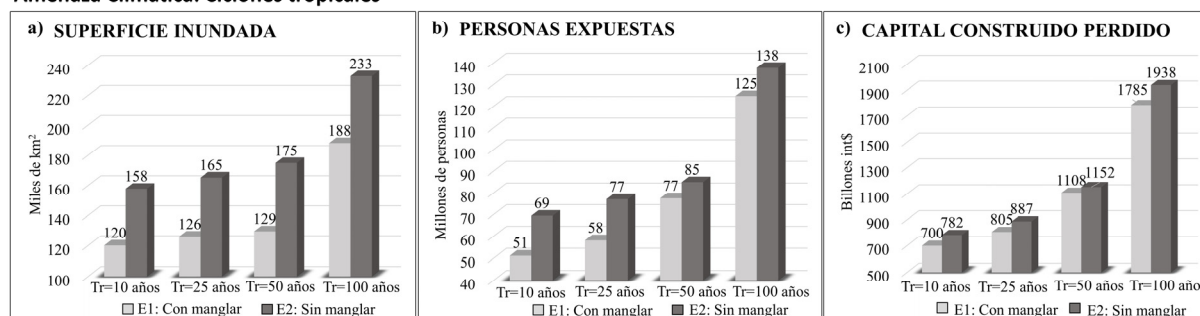
**Amenaza Climática: Efecto conjunto de Ciclones tropicales y Clima Regular**

**Figura 5.10: Daño total por periodo de retorno.** Daños por periodo de retorno con manglares (E1) y sin manglares (E2) para eventos de distinto periodo de retorno ( $Tr=10, 25, 50$  y  $100$  años). Los daños están expresados en términos de (a) Superficie inundada (miles de km²), (b) número de personas expuestas a la inundación (millones de personas) y (c) capital construido perdido (billones de dólares internacionales). Fuente: Elaboración propia.

Desagregando los daños por periodo de retorno frente a ciclones tropicales (Figura 5.11) y clima regular (Figura 5.12), observamos que, en el primer caso, se produce un salto significativo de los daños al pasar a periodos de retorno altos ( $Tr=100$  años). Sin embargo, en términos de protección, el beneficio se mantiene constante en los diferentes horizontes temporales. Esto no ocurre con el clima regular (Figura 5.12), donde tanto los daños como los beneficios son significativamente superiores a partir de 50 años de periodo de retorno. De hecho, las pérdidas económicas evitadas por los manglares frente al

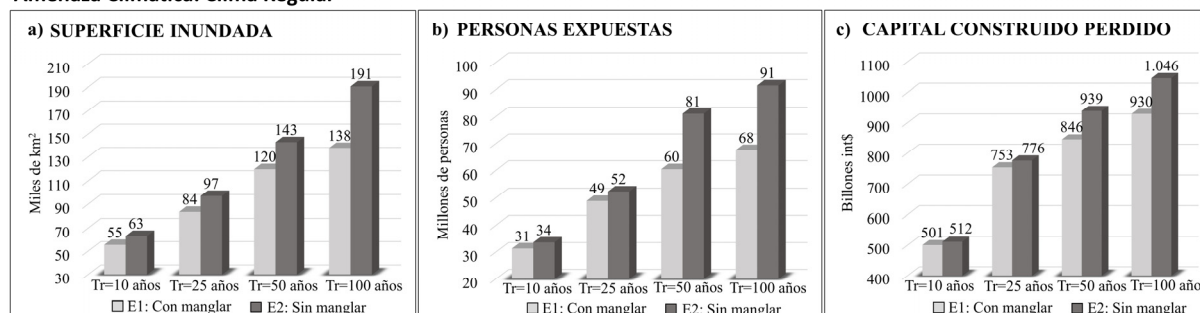
clima regular se triplican cuando pasamos de 25 a 50 años de periodo de retorno. Traducido a números, frente a ciclones tropicales, la protección económica oscila entre los 44 y los 153 billones de dólares (entre un 4% y un 12%), la protección social entre 7 y 19 millones de personas (10%-36%) y la superficie inundada evitada entre 37.000 y 45.000 km<sup>2</sup> (24%-31%). Por su parte, frente a clima regular, la protección económica oscila entre los 10 y los 116 billones de dólares (entre un 2% y un 12%), la protección social está en el rango de 2 a 24 millones de personas (7%-35%) y la superficie que deja de inundarse varía entre 7.000 y 52.000 km<sup>2</sup> (14%-38%).

#### Amenaza Climática: Ciclones tropicales



**Figura 5.11: Daño por periodo de retorno producido por la acción de ciclones tropicales.** Daños por periodo de retorno con manglares (E1) y sin manglares (E2) para eventos de distinto periodo de retorno (Tr=10, 25, 50 y 100 años). Los daños están expresados en términos de (a) Superficie inundada (miles de km<sup>2</sup>), (b) número de personas expuestas a la inundación (millones de personas) y (c) capital construido perdido (billones de dólares internacionales). Fuente: Elaboración propia.

#### Amenaza Climática: Clima Regular



**Figura 5.12: Daño por periodo de retorno producido por la acción del clima regular.** Daños por periodo de retorno con manglares (E1) y sin manglares (E2) para eventos de distinto periodo de retorno (Tr=10, 25, 50 y 100 años). Los daños están expresados en términos de (a) Superficie inundada (miles de km<sup>2</sup>), (b) número de personas expuestas a la inundación (millones de personas) y (c) capital construido perdido (billones de dólares internacionales). Fuente: Elaboración propia.

Los manglares, al igual que los arrecifes de coral, son barreras muy efectivas contra la inundación costera. Su desaparición pone en riesgo a millones de personas al año y miles de millones de dólares en infraestructuras. Sin embargo, al analizar los incrementos porcentuales de los beneficios que aporta este ecosistema, se observa que el peso de la parte económica es inferior al peso social. Mientras que un 28% más de personas se verían afectadas por fenómenos de inundación cada año, las pérdidas económicas se incrementan un 9%. Esta apreciación define el tipo de comunidades que se asientan en el entorno de los manglares, predominantemente pobres. Por consiguiente, si nos limitamos a valorar este ecosistema desde el punto de vista económico, estaremos obviando el aspecto humano y social, sobre los que mayor beneficio proporcionan.



### 5.4.2 Beneficios globales por país

La visión global del valor del servicio de protección frente inundación costera nos ha servido para tener un orden de magnitud del beneficio que aportan los manglares en todo el mundo. Sin embargo, la distribución de este beneficio no es homogénea, por lo cual debemos analizar, primero a escala de país, y luego a escala local, el reparto geográfico del servicio de protección. Empezando por la escala nacional, al desagregar los resultados por país se observa que hay diferencias significativas en el reparto de beneficios, en función de los términos en los que se mida, pero la tendencia general muestra una mayor protección en el Pacífico Oeste e islas del Caribe que en el resto del mundo. Apoyándonos en la tabla de los 15 países del ránking que reciben mayor protección de los manglares (Tabla 5.5), y en los mapas de distribución espacial de población, capital construido y % de PIB protegido (Figura 5.13, Figura 5.14 y Figura 5.15, respectivamente), hemos extraído una serie de conclusiones que ayudarán a identificar zonas prioritarias de actuación en el mundo, con el objetivo de analizar posteriormente a pequeña escala las medidas de conservación y restauración de manglares a implementar en estos países.

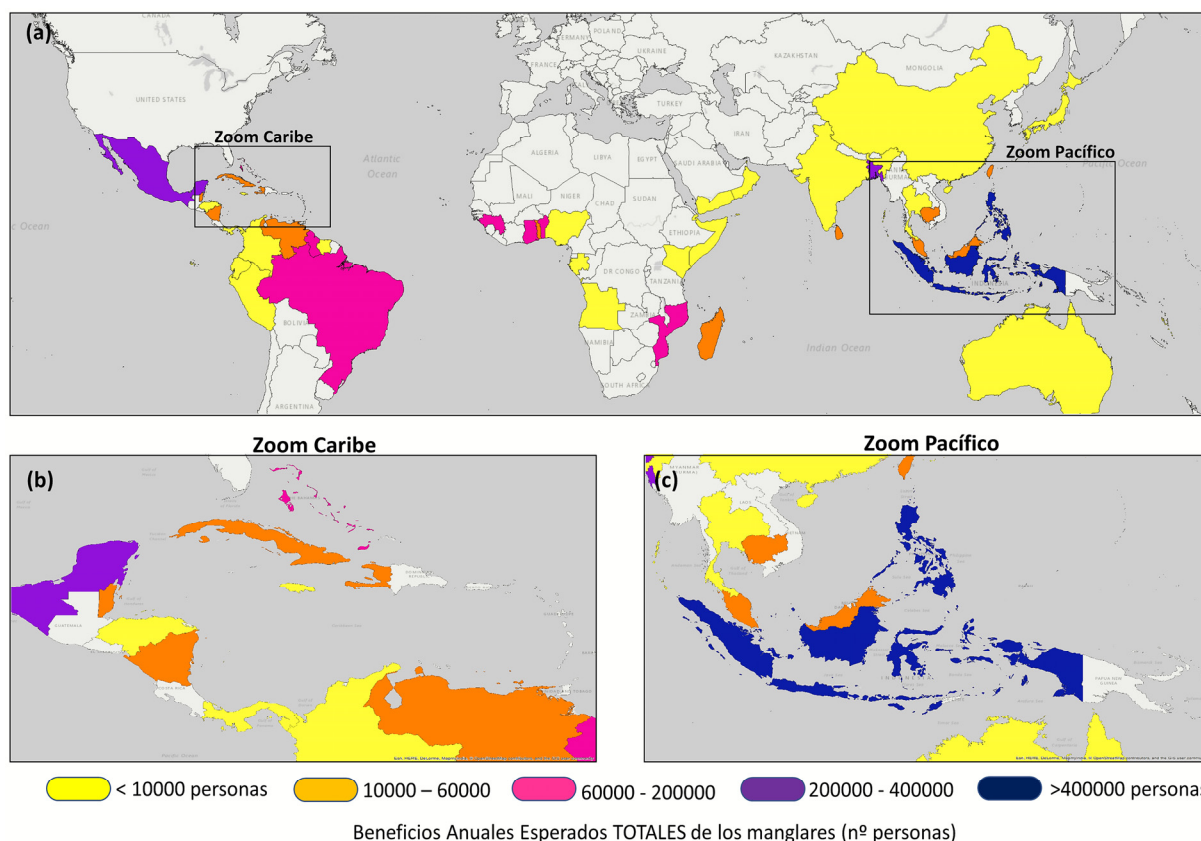
(a) Superficie anual protegida [km <sup>2</sup> ]			(b) Personas protegidas al año [n°]			(c) Capital Construido protegido al año [bill. int\$]			(d) % del PIB protegido al año [%]		
1	Cuba	5.765	1	Filipinas	613.461	1	México	12,22	1	Belice	60,25
2	Bahamas	3.338	2	Indonesia	416.196	2	Bahamas	4,41	2	Bahamas	39,14
3	Nicaragua	1.899	3	Bangladés	333.173	3	Mozambique	1,47	3	Guyana	32,27
4	Honduras	1.429	4	México	281.843	4	Belice	1,05	4	Mozambique	13,37
5	Indonesia	1.163	5	Mozambique	191.987	5	Guyana	1,01	5	Madagascar	8,82
6	Guyana	1.042	6	Bahamas	154.154	6	Filipinas	1,00	6	Anguila	3,06
7	Belice	994	7	Ghana	125.454	7	Madagascar	0,88	7	Benín	2,23
8	Madagascar	951	8	Brasil	112.719	8	Indonesia	0,61	8	Guinea	1,46
9	México	732	9	Guinea	102.473	9	Taiwan	0,54	9	México	1,17
10	Filipinas	532	10	Benín	99.839	10	Bangladés	0,49	10	Ghana	0,68
11	Bangladés	491	11	Guyana	60.152	11	Ghana	0,29	11	Surinam	0,61
12	Venezuela	276	12	Madagascar	55.788	12	Brasil	0,25	12	Togo	0,58
13	Brasil	275	13	Malaysia	32.015	13	Cuba	0,21	13	Jamaica	0,55
14	Surinam	90	14	Cuba	27.844	14	Benín	0,19	14	Nicaragua	0,43
15	Australia	90	15	Haití	21.996	15	Malaysia	0,14	15	Fiji	0,42

**Tabla 5.5: Ranking de protección anual esperada total de los manglares.** Ranking de países que reciben mayor beneficio anual de los manglares, en términos de superficie, personas, capital construido y porcentaje de PIB. Fuente: Elaboración propia.

A la cabeza del ránking mundial de superficie de terreno protegida de la inundación (columna “a” de la Tabla 5.5) están países de Centroamérica e islas del Caribe (Cuba, Bahamas, Nicaragua, Honduras, Guyana, Belice y México). Dentro de esos 10 primeros tan solo encontramos dos países de la zona del Pacífico oeste (Indonesia y Filipinas) y uno, Madagascar, en el Océano Índico. La distribución de superficie protegida de la inundación por los manglares coincide también con la extensión del ecosistema en cada país, pues, aquellos países donde más superficie de manglar hay son, por lo general, los que lideran este ránking.

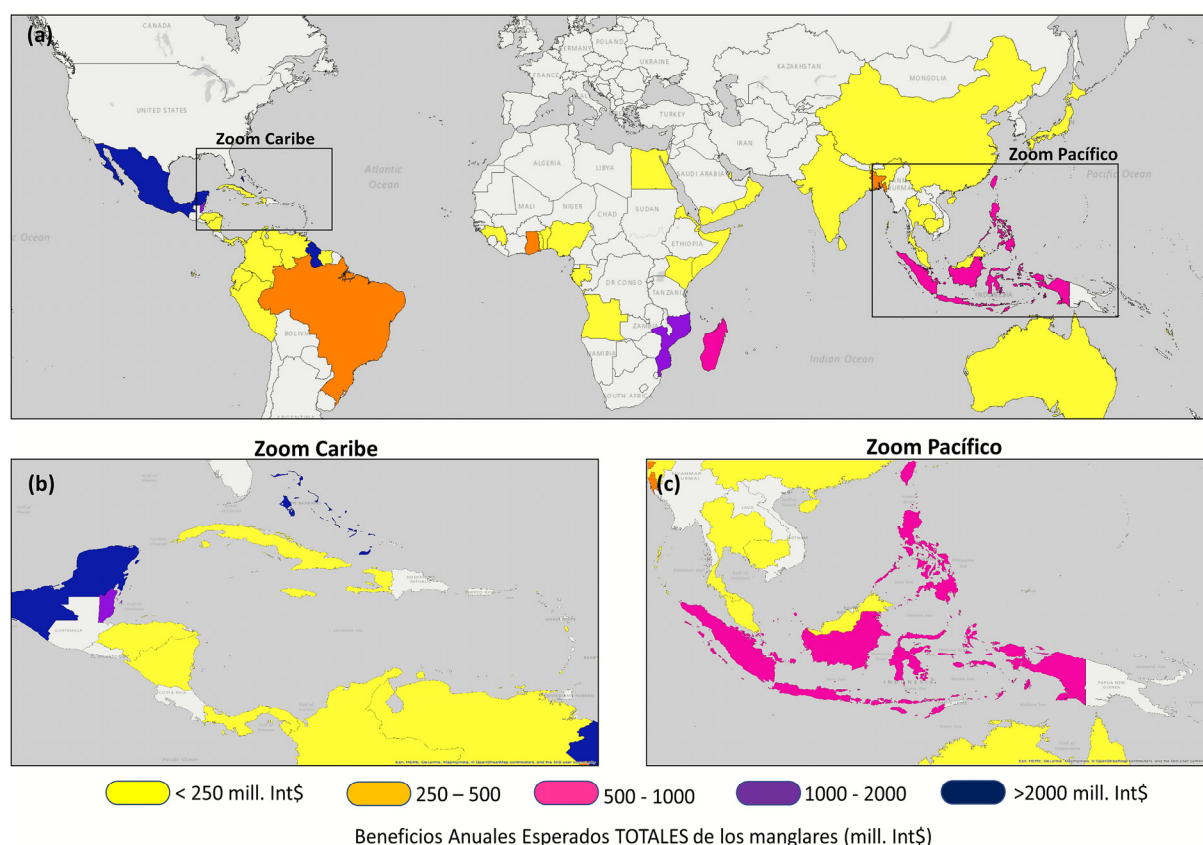
En términos de personas protegidas anualmente (ver Figura 5.13 y columna “b” de la Tabla 5.5), en los primeros puestos del ránking encontramos países con una fuerte localización poblacional en el frente costero de África: Mozambique, Ghana y Benín, con más de 99.000 personas protegidas cada uno, son un ejemplo de la dependencia que existe de los manglares en zonas con las rentas per cápita

más bajas. Un gran número de personas recibe también protección en el Caribe, como, por ejemplo, en México (4º puesto con más de 280.000 personas), Bahamas (6º puesto con más de 150.000 personas) o Cuba (14º puesto con más de 27.000 personas). Sin embargo, Filipinas e Indonesia, ambos en el Pacífico oeste, son los países donde más personas viven en el entorno de los manglares, con medio millón de personas recibiendo beneficio directo del ecosistema.



**Figura 5.13: Personas totales protegidas por país.** Distribución espacial agregada, a nivel de país, del número de personas protegidas cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.

Si ahora analizamos el reparto económico del servicio de protección de los manglares (ver Figura 5.14 y columna “c” de la Tabla 5.5), observamos que hay países, como, por ejemplo, Mozambique, Madagascar, Bangladés o Ghana, que, pese a ser cuatro de los veinte países más pobres del mundo, ocupan los primeros puestos del ranking en términos de capital construido protegido porque sus infraestructuras están directamente localizadas en zonas de manglar (3º, 7º, 10º y 11º, respectivamente, con una protección anual entre 0,29 y 1,47 billones de dólares). En cabeza del ranking se encuentran México, con más de 12 billones de dólares protegidos, Bahamas, con 4,41 billones de dólares y Mozambique, con 1,47. Estos tres países tienen un capital natural de manglares muy alto, a pesar de no ser donde mayor número de personas están protegidas por el ecosistema. Otros lugares, como Filipinas e Indonesia, que lideran el ranking en términos de personas, caen al puesto 6 y 8, respectivamente. Por tanto, no siempre los países con mayor número de personas protegidas son los que mayor beneficio económico reciben.



**Figura 5.14: Capital construido total protegido por país.** Distribución espacial agregada, a nivel de país, del capital construido protegido cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.

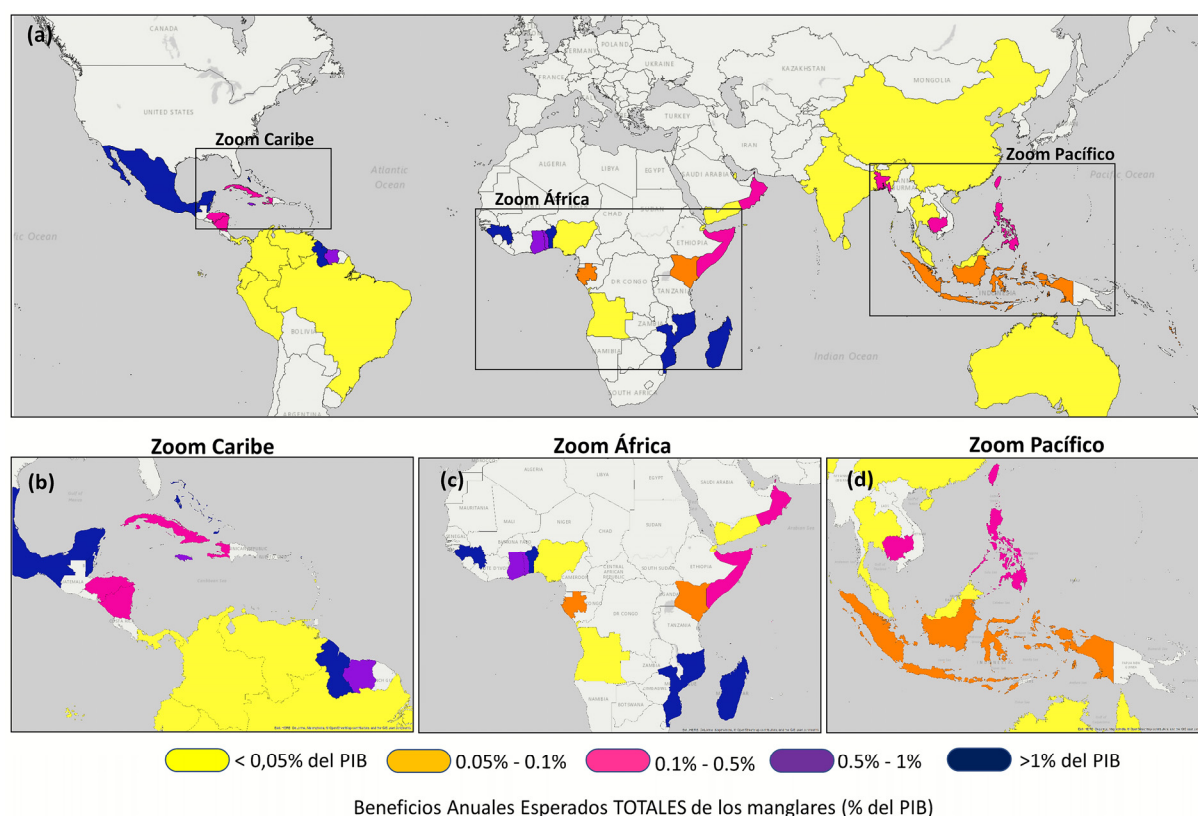
Medir solamente en términos absolutos el servicio de protección puede hacernos obviar países cuya economía tiene una dependencia crítica del estado de conservación de los manglares. Una forma de detectar países con mayor sensibilidad a la pérdida de este ecosistema es estableciendo el ratio entre el capital construido y Producto Interior Bruto (ver Figura 5.15 y columna “d” de la Tabla 5.5). Conocer el porcentaje de PIB protegido de la inundación es crucial para localizar las zonas más vulnerables y priorizar políticas de conservación y restauración. Entre los países encontramos Anguila, Guinea, Ghana, Surinam, Togo, Jamaica, Nicaragua o las islas Fiji, ninguno de ellos presente en los primeros puestos del ránking de capital construido protegido, pero donde el valor económico de los manglares constituye una parte importante de su economía, con porcentajes que alcanzan incluso el 3% del PIB.

Los rankings presentados hasta ahora incluyen el efecto combinado de ciclones tropicales y clima regular. Sin embargo, es interesante identificar también los países que mayor beneficio reciben en función del tipo de evento climático. En el APÉNDICE G podemos ver las mismas tablas y mapas que en esta sección, pero desagregando ciclones tropicales y clima regular.

Como la protección de los manglares frente a ciclones tropicales es once veces superior a la protección frente al clima regular, se confirma que los rankings agregados de ambas condiciones climáticas (Tabla 5.5, Figura 5.13, Figura 5.14 y Figura 5.15) coinciden con los rankings aislados de protección frente a ciclones (Tabla G1, Figura G1, Figura G3 y Figura G5). No es el caso de la



distribución del beneficio anual del ecosistema frente a condiciones de clima regular (Tabla G2, Figura G2, Figura G4 y Figura G6) donde, tanto la magnitud de los beneficios como el puesto que ocupa cada país, cambian respecto al de eventos puntuales extremos. Por ejemplo, algunos de los países más destacados en términos absolutos de protección recibida frente al clima regular son Cuba, primera en el ránking de superficie no inundada, con 651 km<sup>2</sup>, Filipinas, con 165.000 personas protegidas, Bahamas, con 254 millones de dólares protegidos y Belice, con un 4% de su PIB dependiente de la presencia de manglares.



**Figura 5.15: Porcentaje de PIB total protegido por país.** Distribución espacial agregada, a nivel de país, del porcentaje de PIB protegido cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b), (c) y (d) son ampliaciones de las islas del Caribe, África y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.

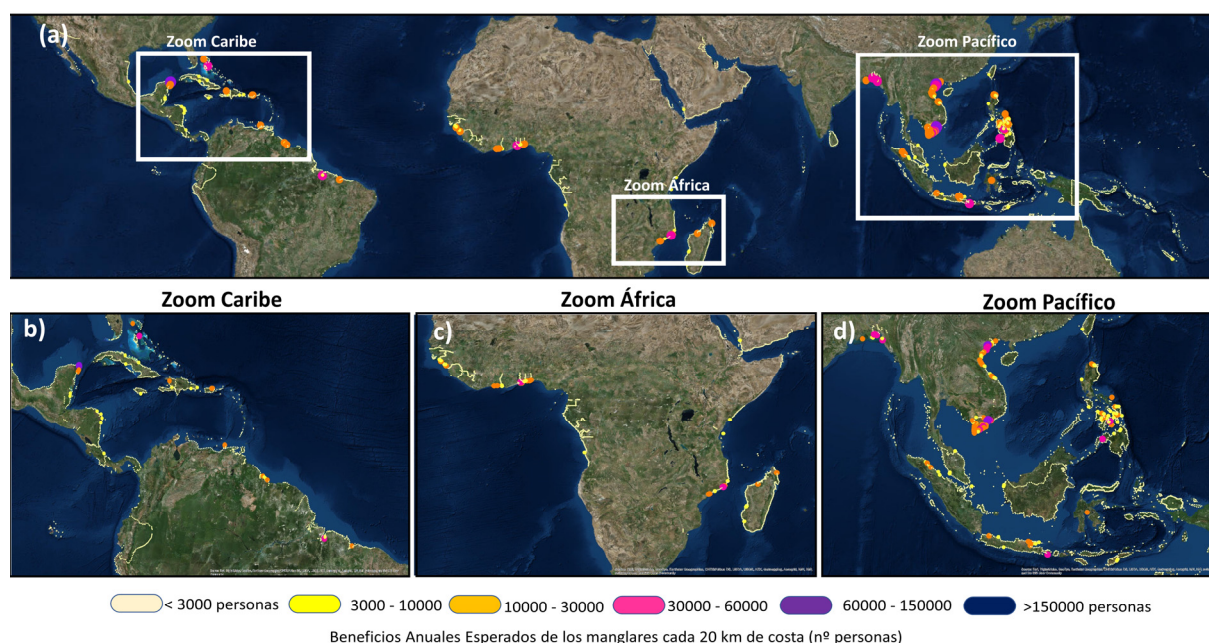
### 5.4.3 Beneficios globales a pequeña escala

Con la vista puesta en los países donde mayor dependencia social y económica hay de sus manglares, vamos a desagregar los resultados en unidades de 20 km de costa y aportar información global a escala local. Es en estas zonas donde debemos priorizar la puesta en marcha de medidas concretas de conservación y restauración de los ecosistemas. Al igual que en el estudio de beneficios a escala nacional, mostraremos los mapas del valor agregado de ciclones tropicales y clima regular, para tener cubiertas todas las condiciones climáticas, aun sabiendo que el efecto de los ciclones predomina sobre el del clima regular.

En el mapa de distribución de la población (Figura 5.16), se observa que el beneficio sobre las personas no está uniformemente repartido, y se pueden identificar algunas zonas concretas donde la pérdida de los manglares afectaría a miles de ellas. Ciudades como Cancún (México), Nassau y Freeport (Bahamas), Puerto Príncipe (Haití) o Trinidad (Cuba) son un ejemplo del carácter local de los beneficios de los manglares medidos en términos de personas protegidas (panel “b”).

También destaca la fuerte exposición social en África (panel “c”), donde Ghana, Togo o Benín cuentan con varios asentamientos poblacionales en la costa con más de 10.000 personas viviendo bajo la protección de los manglares. Pero si hay un país que recibe más beneficio directo de los manglares, ese es Mozambique, donde las ciudades de Chinde, Pebane, Angoche y Quinga albergan entre 10.000 y 30.000 personas potencialmente expuestas a inundación si se pierden los manglares.

Si nos movemos al Pacífico Oeste (panel “d”) observamos una distribución más uniforme del beneficio social de los manglares. Filipinas es el país con más zonas por encima de 10.000 personas protegidas. Sin embargo, en la costa norte de Vietnam hay ciudades donde más de 150.000 personas se benefician del ecosistema (ej. Hai Phong).

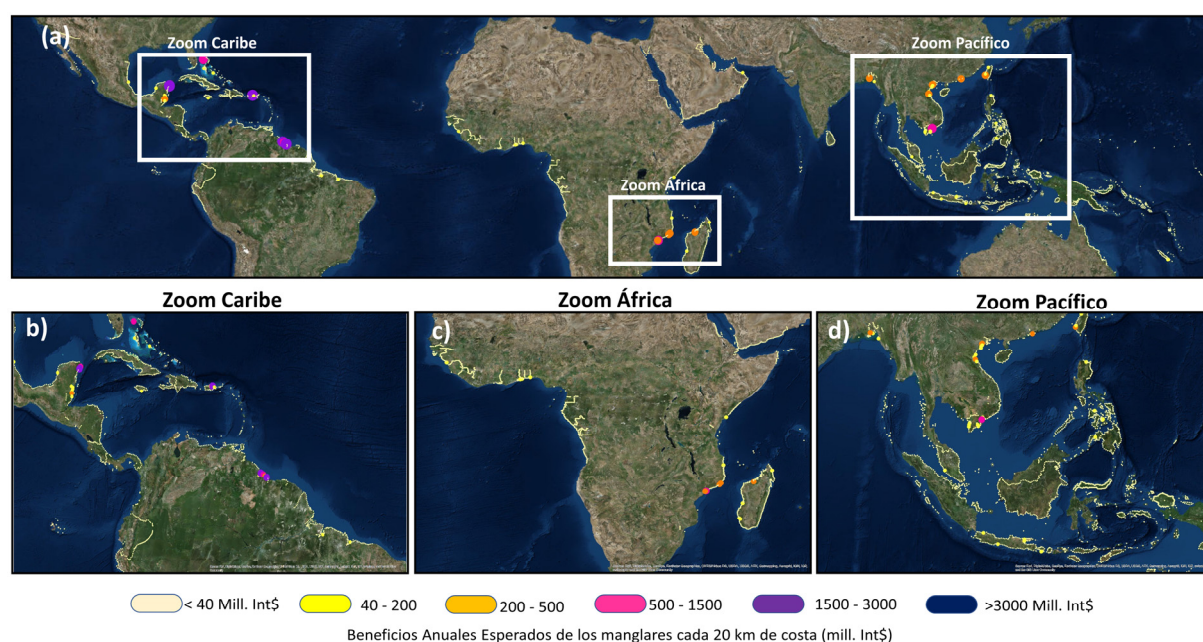


**Figura 5.16: Personas totales protegidas cada 20 km de costa.** Número de personas protegidas anualmente de la inundación costera por los manglares. El panel (a) muestra la distribución geográfica global del beneficio esperado cada año. El panel (b) es un zoom en las islas del Caribe y Latinoamérica. El panel (c) es una ampliación de la zona de África. El panel (d) es un zoom en la costa del Pacífico Sur y Oeste. Fuente: Elaboración propia.

El mapa de distribución del capital construido, protegido por los manglares, muestra una desagregación del beneficio económico aún más clara que la que se observa para la población (Figura 5.17). Los mayores niveles de protección económica ya no los encontramos solo en zonas pobladas, sino en las ciudades más industriales y con mayor actividad. Por eso las ciudades de países del norte de África, como Ghana, Benín o Togo (panel “c”), no destacan desde el punto de vista del capital construido protegido (~40 millones de dólares al año cada 20 km de costa), pese hacerlo desde el punto de vista

poblacional (~10.000-30.000 personas). Sin embargo, hay otras ciudades en países africanos (Mozambique), y algunas del Caribe, como Cancún (México) o Nassau (Bahamas), en las que se mantiene el mismo nivel de protección sobre el capital construido (>1.500 millones de dólares al año cada 20 km de costa) que sobre las personas. Además, aparecen regiones que no destacan por el número de personas protegidas, sino por el valor económico de los activos protegidos. Un ejemplo son la ciudad de San Juan (Puerto Rico, panel “b”) y Georgetown (Guyana), donde el nivel de protección está valorado en casi 3.000 millones de dólares cada 20 km de costa.

En la zona del Pacífico Oeste e Índico Norte (panel “d”), pierde fuerza Filipinas, donde el capital natural de sus manglares está más repartido a lo largo de sus islas de lo que lo estaba el número de personas. En la costa de Vietnam y Bangladés podemos ver varias ciudades donde el beneficio supera los 500 millones de dólares anuales, como es el caso de Phan Thiet, en Vietnam. Cerca de ese valor se queda el entorno de la ciudad bañada por el golfo de Bengala, Chittagong, en Bangladés, con más de 200 millones de capital construido protegido. Al norte de Vietnam se mantienen las mismas ciudades en las que se observaba un gran beneficio social.



**Figura 5.17: Capital construido total protegido cada 20 km de costa.** Capital construido protegido anualmente de la inundación costera por los manglares. El panel (a) muestra la distribución geográfica global del beneficio esperado cada año. El panel (b) es un zoom en las islas del Caribe y Latinoamérica. El panel (c) es una ampliación de la zona de África. El panel (d) es un zoom en la costa del Pacífico Sur y Oeste. Fuente: Elaboración propia.

## 5.5 Implicaciones para la toma de decisiones

La conservación y restauración de manglares es una parte importante de la solución para la reducción de riesgos de inundación sobre comunidades costeras, especialmente ante el previsible

incremento de las amenazas debido al cambio climático. Ahora tenemos la capacidad de valorar rigurosamente los servicios de protección que ofrecen los manglares e informar a los responsables políticos sobre estrategias de adaptación y gestión medioambiental que ayuden a identificar medidas sostenibles y costo-eficientes de conservación para aprovechar el beneficio que nos puedan aportar los ecosistemas. Hay varias propuestas que podemos formular con el propósito de incentivar dicha conservación, entre las que se encuentran las descritas a continuación:

- Se debe seguir aumentando el número de proyectos de restauración de manglares para reducir el riesgo costero. Mientras los métodos de valoración siguen evolucionando, como por ejemplo el tratado en esta tesis para evaluar la protección frente a inundación, aún queda trabajo que hacer para adaptar todas las metodologías a escalas más grandes, pero que proporcionen información con el mismo nivel de detalle que los estudios locales.

- Los beneficios derivados de la reducción de riesgo de los manglares deben ser directamente incorporados a los Planes Nacionales de Adaptación y Acción. Bajo el marco del UNFCCC (“United Nations Framework Convention on Climate Change”), el reconocimiento completo de la reducción de riesgo de los manglares puede movilizar políticas de apoyo y financiación para asegurar su conservación y restauración.

- Las políticas de desarrollo, particularmente las de la agenda internacional de reducción de riesgo, deberían incorporar el uso de manglares como soluciones naturales sostenibles. Las barreras de defensa están, a día de hoy, incluidas en el marco UNISDR Sendai, pero deberían integrarse también en los planes nacionales de desarrollo.

- Los planes de desarrollo y usos del suelo deberían incluir también el beneficio de los manglares como mecanismos de defensa. Una mayor alineación entre la planificación de los usos del suelo y gestión del riesgo sería de gran ayuda para las comunidades costeras protegidas por manglares.

- Los beneficios económicos de la reducción de riesgo gracias a los manglares podrán ser integrados en los Sistemas de Cuentas Nacionales para garantizar que las políticas, a nivel de país, ayuden a preservar estos ecosistemas en el estado de conservación actual, en lugar de sustituirlos por explotaciones agrícolas.

- Los manglares deben incluirse en los modelos, mapas y datos de las aseguradoras, tanto públicas como privadas. Incorporar el valor de los ecosistemas en los modelos de la industria en uso permite cuantificar el riesgo de forma más precisa y proponer soluciones concretas y eficientes basadas en los servicios que aporta la naturaleza.

- Para solucionar los problemas de inundación costera, los análisis costo-eficiencia deberían considerar las barreras de defensa naturales como alternativa a las estructuras artificiales. Por consiguiente, cuando se planteen alternativas de defensa de la costa, los ingenieros y los modeladores



de riesgo deben analizar la eficiencia económica de las barreras naturales, que normalmente resultan menos costosas que las soluciones grises.

- Estos resultados pueden apoyar el desarrollo de productos financieros que utilicen los valores obtenidos de reducción del riesgo para financiar proyectos de conservación y restauración de ecosistemas (Colgan et al., 2017).

## 5.6 Conclusiones

Los manglares reducen anualmente un 28% el riesgo de inundación de personas y un 9% las pérdidas de capital construido. Si se desagrega el efecto de eventos extremos, como los ciclones tropicales, y eventos del clima regular, el valor de las pérdidas anuales tanto económicas como sociales, debido a ciclones tropicales, es once veces superior que frente al clima regular.

Globalmente, los beneficios nacionales varían dependiendo de si se consideran en términos absolutos o en términos relativos. Mientras que los mayores beneficios absolutos a personas e infraestructuras se producen en los países más poblados (Cuba, Filipinas, Indonesia, México...), los mayores beneficios relativos al PIB de cada país pueden tener lugar en naciones menos pobladas y con menor poder adquisitivo (Anguila, Guinea, Ghana, Surinam, Togo, Jamaica, Nicaragua o las islas Fiji).

Grandes países con zonas de costa muy desarrolladas, como son México, Filipinas o Indonesia, reciben la mayor protección anual sobre su industria y residencias. Sin embargo, cuando se consideran los beneficios per cápita (relativos al PIB), Guyana, Belice, Bahamas o Mozambique están al frente del ranking mundial. En este caso, los manglares ganan importancia como barreras de defensa porque se trata de países con menor capacidad y recursos para invertir en la recuperación de desastres naturales, como los que se derivan de la inundación costera.

El análisis global a pequeña escala permite distribuir espacialmente los beneficios ecosistémicos a nivel sub-nacional e identificar puntos críticos donde los manglares proporcionan más protección frente a inundación. Por ejemplo, los manglares aportan beneficios relevantes a lo largo de todo Filipinas, pero estos valores son mayores en la parte central y regiones del norte del país, por ser las zonas que mayor impacto anual reciben de los tifones. Además, los manglares aportan beneficios especialmente en zonas bajas muy pobladas, donde se encuentran grandes extensiones del ecosistema. Un ejemplo de ello es el alto nivel de protección observado en el delta del Ganges-Brahmaputra, en la India y Bangladés; también en el delta de Meckong, en Vietnam; o en el delta del Amazonas, en el Norte de Brasil. Estas regiones son las más pobres dentro de sus respectivos países, y muy sensibles ante amenazas climáticas, por lo que necesitan estrategias específicas de reducción de riesgo (por ejemplo,

UNISDR, 2015). Es en las zonas pobres y más vulnerables donde los manglares juegan un papel más importante en la reducción del riesgo, pues minimizan la exposición a las inundaciones y, por tanto, el número de personas susceptibles de verse afectadas ante eventos de este tipo.

Al igual que cualquier evaluación que implique tratar con grandes escalas espaciales, los resultados obtenidos son altamente dependientes de la disponibilidad y calidad de datos: meteorológicos (viento y presión), hidrodinámicos (oleaje y mareas), ecológicos (distribución y características físicas de los ecosistemas), geográficos (topografía y batimetría) y socioeconómicos (población y capital construido). Para reducir la incertidumbre y obtener resultados más precisos, hemos utilizado las bases de datos existentes de mayor resolución a escala global. Si bien es cierto que la metodología para evaluar el servicio de protección frente a inundación (capítulo 2) está alimentada con todo tipo de datos, la resolución del modelo digital del terreno (elevación topográfica) es el elemento más crítico y que más condiciona los valores finales del ecosistema (esto se demostrará en el capítulo 6). Ante la disponibilidad de información topográfica global de calidad, resulta muy útil cualquier otra mejora en la calidad de los datos. Por ejemplo, una mejor batimetría en zonas poco profundas próximas a la costa permitiría afinar el cálculo de la propagación del oleaje y marea meteorológica. En general, mejorar la calidad y cobertura espacial de las bases de datos también mejora la estimación del riesgo de inundación. Sobre todo, cuando se trata una metodología probabilística en la que cada paso depende de la calidad de la información disponible.

Los resultados obtenidos del servicio de protección frente a inundación que globalmente ofrecen los manglares concuerdan con los que se obtuvieron en el año 2011 (de Groot et al., 2012) si se divide el beneficio total entre las hectáreas de manglar estudiadas. De Groot et al., (2012) obtuvo que este servicio ecosistémico estaba valorado, de media, en 5.351 int\$/ha/año (expresado en dólares de 2007). Con nuestro análisis llegamos a la cifra de 4.656 int\$/ha/año (expresado en dólares de 2007). En términos absolutos las diferencias son mayores: de Groot atribuyó a los manglares un valor total global de 480 billones int\$/año, y nosotros obtuvimos un valor de 65,71 billones int\$/año.

La forma en la que hemos cuantificado los daños puede llevarnos a una ligera subestimación de estos, porque solo hemos considerado el valor económico residencial e industrial, sin tener en cuenta otros aspectos, como las pérdidas por cese de actividad. Otra posible fuente de incertidumbre deriva de simplificar las propagaciones del oleaje y marea meteorológica a perfiles unidimensionales, porque estamos obviando parte de la energía que llega a costa con un ángulo diferente al de la orientación del perfil. Para minimizar la pérdida de energía debido al ángulo de incidencia, hemos trazado los perfiles orientados en la dirección del máximo gradiente batimétrico, de tal forma que el oleaje incidente llegue refractado al inicio de cada perfil y las pérdidas laterales sean mínimas. Aunque los efectos del manglar sobre el oleaje y mareas es un proceso tridimensional y que se representa mejor con modelos 2D y 3D, no es viable aplicarlos a escala global donde existen otras limitaciones, como la resolución de la

batimetría o de la topografía, que impiden sacar partido a modelos complejos y con un alto coste computacional (Sheng et al., 2012).

Los manglares, además de proteger de la inundación, ofrecen otro tipo de servicios de protección: protegen del viento durante eventos atmosféricos extremos, como ciclones tropicales (Silva-Araya et al., 2018), y evitan la erosión de la costa (McIvor et al., 2013). Esto tiene una implicación directa sobre la inundación, porque una costa erosionada, con mayor profundidad y menor fricción, pierde capacidad para disipar el oleaje y la marea meteorológica, permitiendo la entrada de más energía en costa y aumentando la cota de inundación.





## Capítulo 6

# **Ventajas de la disponibilidad de datos y herramientas de calidad para valorar el riesgo de inundación costera: Comparación multiescala**

### **6.1 Introducción y objetivos**

Existe una necesidad crítica, cada vez mayor, de analizar los riesgos de inundación costera sobre la población y los activos, así como de gestionar las soluciones para reducirlos. Sin embargo, la disponibilidad de datos y modelos, según la escala a la que se analice el riesgo, es limitada, especialmente en países en vías de desarrollo, donde los recursos escasean. Es en estos países donde los ecosistemas naturales marinos, como los manglares o arrecifes de coral, representan una parte importante de las soluciones de mitigación del riesgo. En este capítulo, se va a analizar el riesgo de inundación por ciclones tropicales en la región de Pagbilao (Filipinas), así como el beneficio que proporcionan los manglares de la zona para reducir los efectos de las inundaciones. Este análisis a escala local (tramo de 20 kilómetros de costa) servirá para medir el efecto de la calidad de las bases de datos y la resolución de los modelos aplicados para evaluar el riesgo.

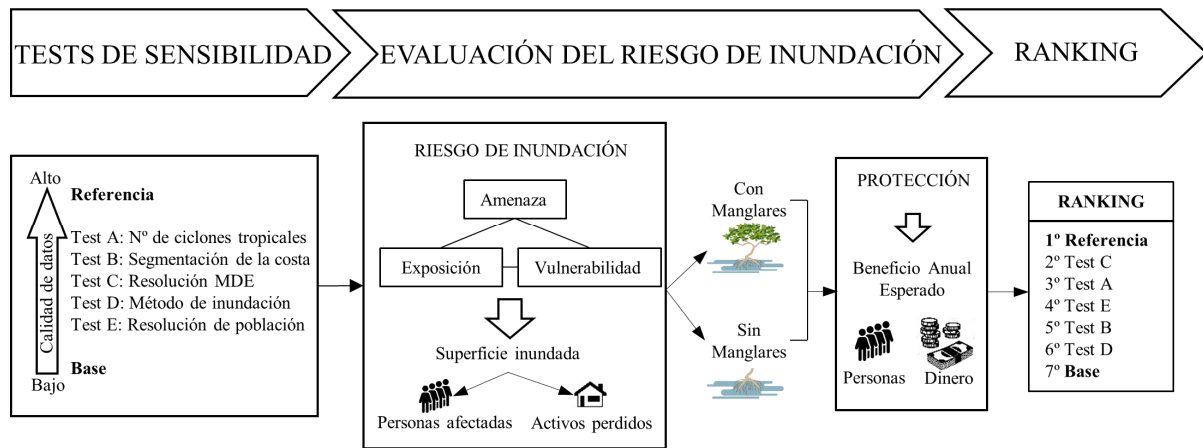
Evaluar el riesgo y las posibles soluciones para su mitigación requiere el uso de bases de datos, modelos y herramientas estadísticas que permitan entender las consecuencias de las inundaciones sobre las personas y los activos. Por tanto, tener acceso a bases de datos de calidad, homogéneamente distribuidas en el espacio y en el tiempo es una necesidad cada vez mayor para los tomadores de decisiones y para las comunidades que reciben protección de los ecosistemas costeros. La disponibilidad de datos, modelos y herramientas estadísticas condiciona la escala a la que se puede desarrollar un análisis de riesgo de inundación (global, nacional, regional o local), y viceversa, la escala a la que se va a trabajar condiciona la calidad de datos, modelos y herramientas disponibles (Moel et al., 2015). En la

literatura existente se ha analizado ya el efecto de mejorar la calidad de las bases de datos para predecir el impacto y exposición frente a inundación en zonas costeras. Estas evaluaciones se han centrado en explorar la sensibilidad frente a distintos elementos de forma individual, tales como la segmentación de la costa o la resolución del Modelo Digital de Elevación (MDE) (Wolff et al., 2016). De estos estudios se ha extraído la conclusión de que la cota de inundación se ve directamente afectada por la resolución vertical y horizontal de la topografía (Hinkel et al., 2014a), mientras que la exposición es más sensible a la distribución espacial de la población y activos (Mondal and Tatem, 2012). Sin embargo, no ha habido estudios que exploren la sensibilidad del riesgo de inundación en presencia de ecosistemas y frente a distintas combinaciones de calidad de bases de datos y métodos (Rohmer et al., 2015).

Mientras que las aproximaciones globales (incluyendo también escalas nacionales y locales) tienen la función de identificar las zonas de mayor riesgo y elaborar rankings por país o por región para priorizar las zonas de actuación, los estudios locales permiten obtener valores precisos de los servicios ecosistémicos de reducción de riesgo e implementar medidas concretas de adaptación y análisis costo-eficientes. El problema surge cuando se necesita responder a problemas de carácter local con información global. Muchas de las decisiones que se toman para reducir el riesgo de inundación se basan en métodos con muchas simplificaciones y en datos de baja resolución, dando como resultado errores que, normalmente, no se cuantifican. Desconocer las fuentes y magnitud de los errores no es la manera óptima de abordar las prioridades de la población ni de mejorar la resiliencia de las zonas costeras frente a la inundación (Laurice Jamero et al., 2017).

Comparar el valor del servicio de protección frente a la inundación costera utilizando diferentes aproximaciones y bases de datos, puede ayudar a cuantificar el orden de magnitud de los errores cometidos cuando se hace uso de simplificaciones o datos de baja calidad en aplicaciones locales, en las que haya una falta de bases de datos específicas o de recursos técnicos y económicos para bordar el estudio con mayor precisión. El objetivo de este capítulo es proporcionar una guía sobre qué elementos hay que priorizar para ganar precisión en las tomas de decisiones y planificación locales.

Para responder a esta pregunta, hemos llevado a cabo un análisis de sensibilidad de los riesgos de inundación (en términos de superficie inundada, personas afectadas y capital construido perdido) ante variaciones en el número de ciclones tropicales, segmentación de la costa, resolución del MDE, métodos de inundación y resolución de las bases de datos de población. Cada elemento se ha testado de forma independiente (test de sensibilidad intermedios) y se ha comparado con el caso de plena disposición de datos de calidad y modelos de alta resolución (caso de referencia). El diagrama de flujo de la Figura 6.1 resume la metodología seguida en este capítulo.

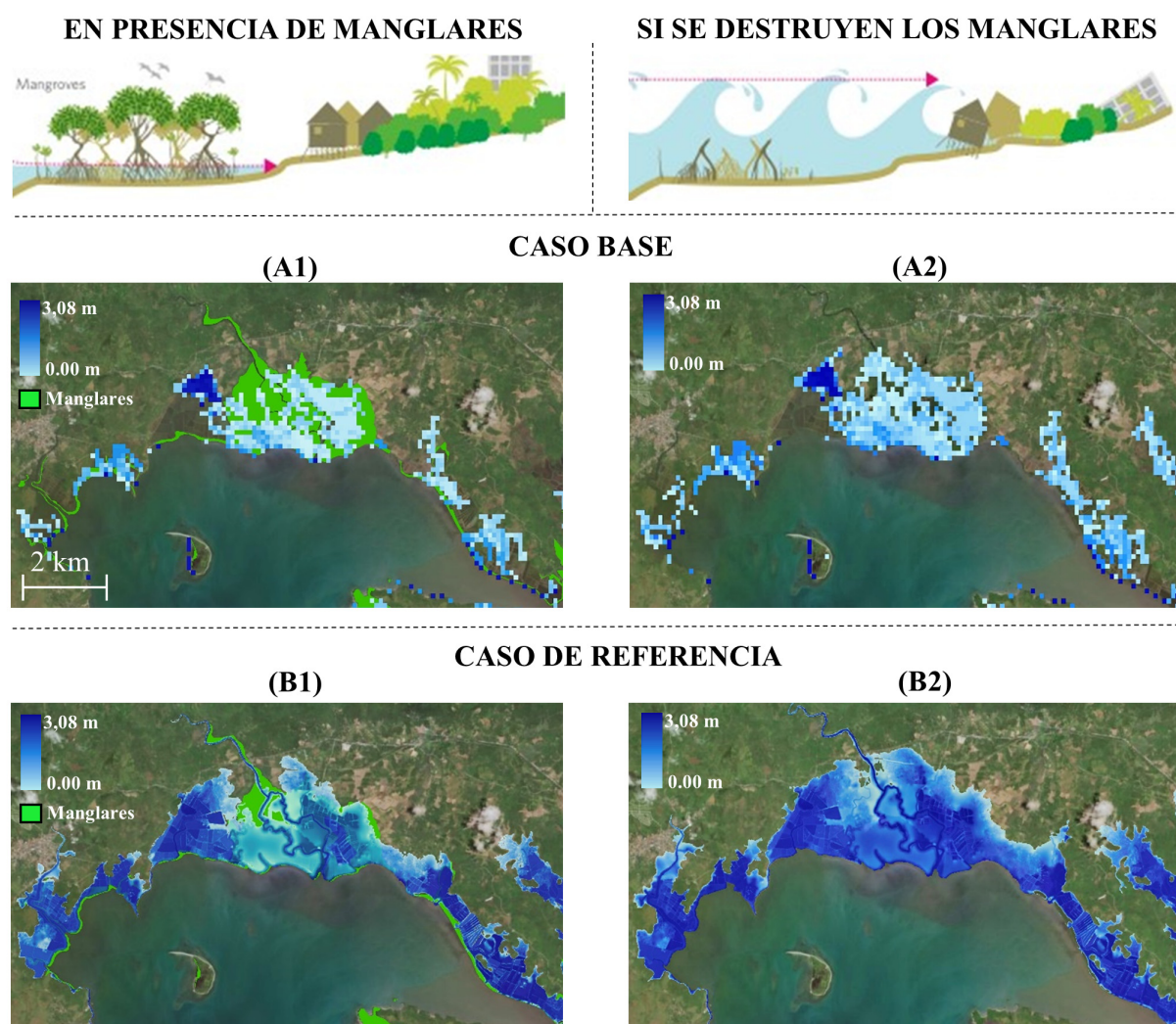


**Figura 6.1: Diagrama de flujo y resultados.** Estrategia metodológica seguida para analizar la sensibilidad del riesgo de inundación y la capacidad de protección de los manglares frente a diferentes aproximaciones, con el objetivo de informar a los tomadores de decisiones de dónde se puede obtener el mayor beneficio para mejorar las evaluaciones de riesgo de inundación. Fuente: Elaboración propia.

## 6.2 Metodología

Para evaluar el riesgo, se ha reducido a cuatro pasos la metodología propuesta en el capítulo 2 y aplicada en los capítulos 3, 4 y 5. En esta aplicación se han unificado los pasos 1 y 2, debido a que el modelado de las dinámicas marinas generadas por los huracanes se ha calculado directamente hasta el extremo “offshore” del ecosistema. Aun así, los cuatro pasos encajan con el marco general de riesgo del IPCC (2014): La amenaza se define en los pasos 1 y 2, el impacto se calcula en el paso 3 y la exposición, vulnerabilidad y riesgo se obtiene en el paso 4. Los “outputs” de cada paso de la metodología se resumen a continuación:

- (1) Modelado pre-hábitat: Distribución estadística del oleaje y la marea meteorológica producidas por los ciclones tropicales en el extremo “offshore” de cada perfil.
- (2) Modelado del hábitat: Cota de inundación en costa a partir de la propagación del oleaje y la marea meteorológica a través del campo de manglar.
- (3) Impacto de la inundación: Superficie inundada y profundidad de agua en cada punto del terreno.
- (4) Exposición, vulnerabilidad y riesgo: Personas afectadas y capital construido perdido (medido en términos de millones int\$ de stock industrial y stock residencial).



**Figura 6.2: Comparación de mapas de inundación en Pagbilao (Filipinas).** Diferencias entre el caso Base y el caso de Referencia, tanto con cómo sin manglares, ante una inundación de periodo de retorno de 50 años en el municipio de Pagbilao (Filipinas) producida por ciclones tropicales. Fuente: Elaboración propia.

En este análisis se han usado tres estadísticos para definir el riesgo: (1) Inundación Anual Esperada (IAE): superficie que más probabilidad tiene de inundarse cada año; (2) Riesgo Anual Esperado (RAE): personas afectadas y capital construido perdido de media cada año, y (3) superficie inundada de periodo de retorno 1, 10, 25 y 100 años. Para valorar el servicio de protección que ofrecen los manglares es necesario obtener las diferencias entre dos estados de conservación del ecosistema: el estado actual, con la cobertura de manglar de 2010, y el estado hipotético de pérdida completa del manglar. Estas diferencias también se van a expresar en base a tres estadísticos, análogos a los anteriores: (1) Reducción de la Inundación Anual Esperada (RIAE), (2) Reducción del Riesgo Anual Esperado (RRAE) y (3) reducción de la superficie inundada de 1, 10, 25, 50 y 100 años de periodo de retorno.

Los cuatro pasos de la metodología se aplican considerando distintos casos, con el objetivo de medir cuán sensibles son los estadísticos de riesgo de inundación ante variaciones en bases de datos clave y modelos: número de ciclones tropicales, segmentación de la costa, resolución del MDE, métodos de inundación y resolución de las bases de datos de población. Cada variación constituye un test de

sensibilidad intermedio que, junto al caso Base (peor combinación posible de datos de baja calidad y modelos), son comparados con el caso de Referencia mediante un indicador de la tasa de error. La Figura 6.2 muestra un ejemplo de la diferencia obtenida en la inundación de 40 años de periodo de retorno si se sigue el caso Base (A1 y A2) o si se sigue el caso de Referencia (B1 y B2), ambos casos para los escenarios con (A1 y B1) y sin (A2 y B2) manglares. El caso Base subestima la superficie de inundación, mientras que el caso de Referencia mejora la calidad (más resolución de píxel) y proporciona un superficie inundada más extensa.


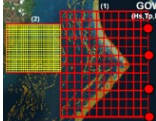
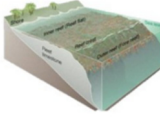

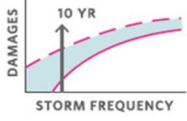
Las particularidades de cada test de sensibilidad intermedio y de los casos Base y de Referencia se presentan a continuación:

**Test de sensibilidad intermedios:** Corresponden a cada mejora individual en las bases de datos y métodos de modelado. Se han propuesto 5 test intermedios, basados en los datos y modelos clave identificados en la metodología descrita previamente: (a) *Número de ciclones tropicales*: Mejorar la serie histórica de ciclones mediante el uso de series temporales más extensas. (b) *Segmentación de la costa*: Incrementar la discretización espacial de la costa. (c) *Resolución del MDE*: Medir el efecto de la resolución horizontal del MDE, comparando una base de datos global con una local. (4) *Método de inundación*: Comparar un método de inundación estacionario basado en el principio de conectividad hidráulica (“bathtub”) con un modelo de procesos. (e) *Resolución de la población*: Calcular el efecto de utilizar bases de datos de distribución de población a distintas resoluciones espaciales.

**Caso de Referencia:** Corresponde a la aproximación típica de estudios locales, y está basado en bases de datos de alta resolución y modelos basados en procesos, con el objetivo de proporcionar resultados en zonas muy concretas y de aplicación inmediata en proyectos locales de adaptación para reducir el riesgo de inundación. En este caso se están aplicando simultáneamente todos los casos intermedios de alta resolución, asumiendo, así, que el caso de Referencia es el óptimo para aplicar en la práctica.

**Caso Base:** Corresponde a la aproximación típica de estudios globales, nacionales o regionales, donde no hay acceso a bases de datos de alta resolución homogéneas en todo el dominio de estudio y se tiene que recurrir a otras de carácter global. En este caso se aplican simultáneamente las alternativas de baja resolución de cada caso intermedio.

Los datos y las herramientas aplicadas en cada paso de la metodología, tanto para el caso Base como para el caso de Referencia, se muestran en la Tabla 6.1.

	(1) MODELADO PRE-HÁBITAT		(2) MODELADO DEL HÁBITAT	(3) IMPACTO DE INUNDACIÓN	(4) EXPOSICIÓN, VULNERABILIDAD Y RIESGO
	“Offshore”	“Nearshore”			
					
Variable clave	CICLONES TROPICALES  NIVEL DEL MAR: MSL+AT	ALTURA DE OLA SIGNIFICANTE  NIVEL DEL MAR: MSL+AT	NIVEL DEL MAR: MSL+AT+SS+SET UP+RUN UP	COTA DE INUNDACIÓN  MAPAS DE INUNDACIÓN	PERSONAS EXPUESTAS  CAPITAL CONSTRUIDO PERDIDO
CASO BASE	<b>Datos</b>	<u><b>Ciclones tropicales históricos IBTrACS</b></u> (Knapp et al., 2010)  Marea Astronómica (GOT)  Nivel Medio del Mar  Batimetría global: GEBCO (Weatherall et al., 2015)	Batimetría global: GEBCO (Weatherall et al., 2015)  Batimetría corales: SeaWiFS (Robinson et al., 2000)  Manglares 2010: WCMC (Spalding et al., 2010)  Arrecifes de coral: UNEP-WCMC	Línea de costa: GSHH (Wessel & Smith 1996)  Batimetría global: GEBCO (Weatherall 2015)  <u><b>Topografía: MERIT a 90 m</b></u> (Yamazaki 2017)	<u><b>Población: GPW at 1km (SEDAC)</b></u>  Capital construido: stock de GAR15 a 5 km (UNISDR 2015)  Funciones de daño: HAZUS (Scawthorn et al., 2006)
	<b>Modelos</b>	Método de clasificación: DMA (Camus et al., 2011)  Delft3D (malla 2D a 5 km)	Delft3D (malla 2D a 100 m)	<u><b>Trazado de perfiles transversales 1D (cada 2 km)</b></u>  Delft3D (malla 2D a 10 m)  Método de reconstrucción RBF (Camus et al., 2011)  Distribución de extremos Pareto Poisson  <b>Método de inundación: Bathtub</b>	Downscaling de población de 1 km a 90 m  Downscaling de stock de 5 km a 90 m  Función de valores anualizados esperados
CASO REFERENCIA	<b>Datos</b>	<u><b>Ciclones tropicales sintéticos</b></u> (Nakajo et al., 2014)  Marea Astronómica (GOT)  Nivel Medio del Mar  Batimetría global: GEBCO (Weatherall et al., 2015)	Batimetría global: GEBCO (Weatherall et al., 2015)  Batimetría corales: SeaWiFS (Robinson et al., 2000)  Manglares 1950: NAMRIA  Manglares 2010: DENR (Long 2011)  Arrecifes de coral: UNEP-WCMC	Línea de costa: GSHH (Wessel & Smith 1996)  Batimetría global: GEBCO (Weatherall 2015)  <u><b>Topografía: IFSAR a 5 m</b></u> (Li et al., 2017)	<u><b>Población: WorldPop a 100 m</b></u>  Capital construido: stock de GAR15 a 5 km (UNISDR 2015)  Funciones de daño: HAZUS (Scawthorn et al., 2006)
	<b>Modelos</b>	Método de clasificación: DMA (Camus et al., 2011)  Delft3D (malla 2D a 5 km)	Delft3D (malla 2D a 100 m)	<u><b>Trazado de perfiles transversales 1D (cada 200 m)</b></u>  Delft3D (malla 2D a 10 m)  Método de reconstrucción RBF (Camus et al., 2011)  Distribución de extremos Pareto Poisson  <b>Método de inundación: Modelo RFSM-EDA</b> (Jamieson 2012)	Downscaling de población de 1 km a 5 m  Downscaling de stock de 5 km a 5 m  Función de valores anualizados esperados

**Tabla 6.1: Metodología multi-paso para evaluar el riesgo de inundación y su reducción gracias a los manglares.** Paso clave, bases de datos y herramientas necesarias para calcular el IAE y RAE siguiendo el enfoque Base y el enfoque de Referencia. Subrayado en negrita los elementos correspondientes a los datos y métodos de cada test de sensibilidad intermedio ante los que se ha medido la sensibilidad del riesgo de inundación a lo largo de este capítulo. Fuente: Elaboración propia.

Para comparar cada caso intermedio ( $E_i$ ) con el caso de Referencia ( $E_{ref}$ ), se ha definido un indicador de error: Indicador de Tasa de Error que, de ahora en adelante denominaremos por sus siglas en inglés ERI (“Error Rate Index”). En la ecuación 6.1 se muestra la expresión que define dicho

indicador, y que representa la diferencia porcentual entre el caso de Referencia y cada test intermedio. El indicador ERI puede ser tanto positivo como negativo. Cuando es positivo significa que el test intermedio proporciona valores de riesgo superiores al caso de referencia, mientras que cuando es negativo proporciona valores menores.

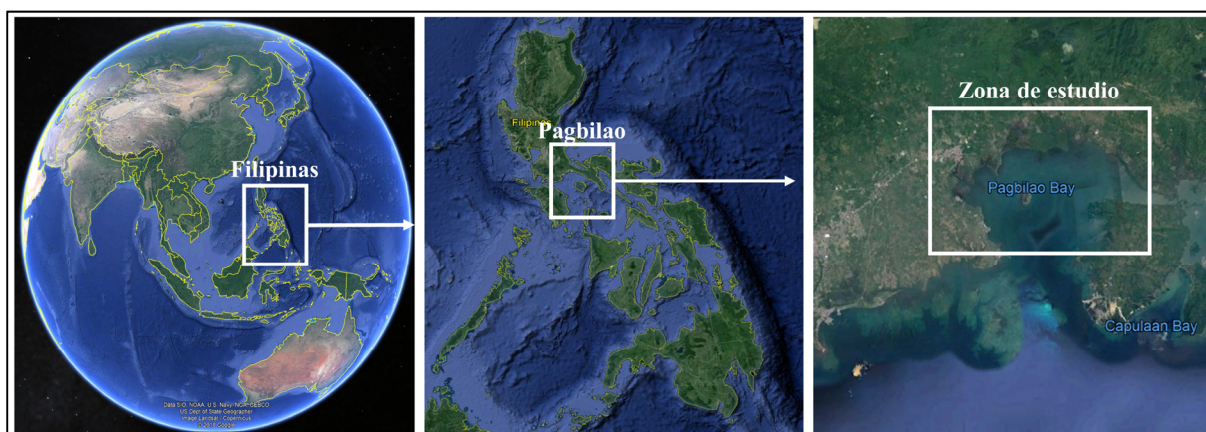
Una posible aplicación del indicador ERI es la de identificar posibles fuentes de error en la evaluación del riesgo de inundación costera en presencia de ecosistemas, tales como los manglares. Este indicador revela el orden de magnitud del error producido, permitiendo clasificar cada test de sensibilidad intermedio con el objetivo de elegir la forma más eficiente de mejorar la precisión de los valores finales de riesgo en proyectos globales, nacionales o regionales llevados a cabo con datos de baja calidad. Se han elaborado varios rankings dependiendo del tipo de respuesta que se quiera dar o del requerimiento específico de la evaluación de riesgo llevada a cabo (ej. calcular IAE o calcular la inundación de un periodo de retorno determinado).

$$URI = 100 \cdot (E_i - E_{ref}) / E_{ref} \quad (6.1)$$

## **6.3 Zona de estudio: Pagbilao (Filipinas)**

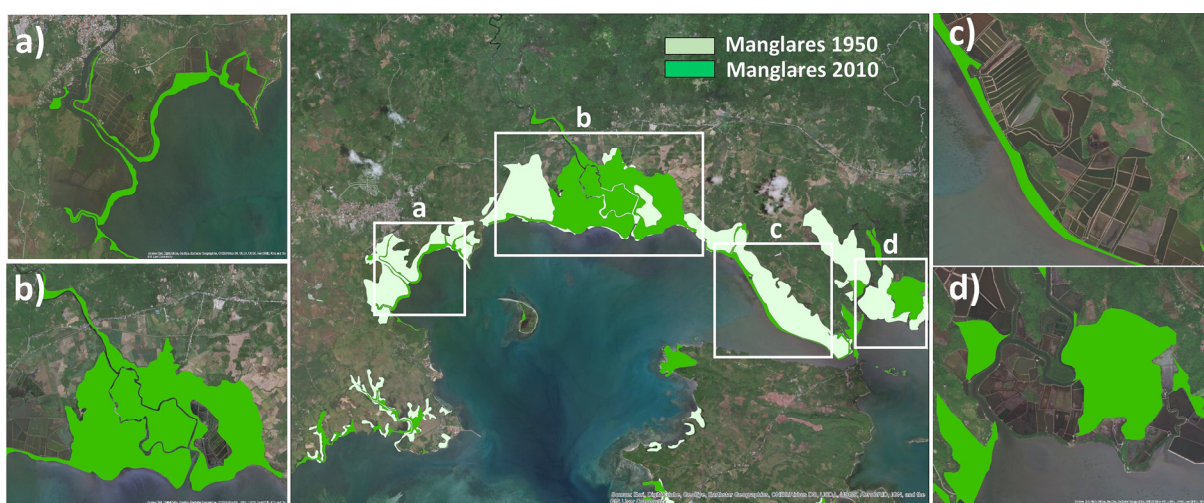
Se ha evaluado el servicio de protección frente a inundación costera, producida por ciclones tropicales, proporcionado por los manglares en Pagbilao (Filipinas), un municipio localizado en la parte sur de la Provincia de Quezon, en la isla de Luzon, al norte de la Bahía de Tabayas (Figura 6.3). Esta zona de estudio ha sido elegida por diversos motivos: (1) tiene unas dimensiones adecuadas para llevar a cabo un análisis íntegro de alta resolución (~20 km de costa), (2) hay disponibilidad de datos de alta calidad, tanto topográficos como de clima marítimo y demográficos, (3) porque se trata de una zona con abundancia de manglares (Bravo, 1996) y (4) por su exposición a eventos extremos, tales como ciclones tropicales.





**Figura 6.3: Zona de estudio: Pagbilao (Filipinas).** Fuente: Elaboración propia.

Pagbilao tiene una población total de 75.000 personas, de las cuales casi 28.000 viven en zonas bajas directamente expuestas a inundaciones. La suma del capital construido de origen residencial e industrial en Pagbilao es del orden 45 millones de dólares (16,28 millones de dólares en capital industrial y 28,78 millones en capital residencial). El municipio ocupa, en total, 15.820 ha, de las cuales 4.560 ha son bosques de manglar. Sin embargo, se ha producido una pérdida de este ecosistema de un 43% desde 1950, debido, principalmente, a la explotación pesquera y al cultivo de camarones (Janssen and Padilla, 1999). Gran parte de las zonas ocupadas por manglar a mitad de siglo XX han sido reconvertidas para la acuicultura, reduciendo, en muchas zonas, la extensión del hábitat a una estrecha franja de apenas unas decenas de metros, como se muestra en la Figura 6.4. La pérdida observada de manglar en las últimas décadas ha despertado la preocupación de la sociedad del municipio por conservar sus recursos naturales (Primavera and Esteban, 2008). Como resultado de ello se han puesto en marcha alternativas de gestión de los manglares de Pagbilao, como por ejemplo, proyectos de restauración como el “The Pagbilao Mangrove Experimental Forest” en Barangay Palsabangon, ejemplo de la importancia que ha tomado el capital natural en la sociedad filipina.



**Figura 6.4: Distribución de manglares en el municipio de Pagbilao.** El panel central muestra la diferencia entre la cobertura del ecosistema en 1950 y 2010. Los paneles “a”, “b”, “c” y “d” son una ampliación de las zonas donde la pérdida o restauración del recurso natural es más evidente, mostrándose en ellas la cobertura correspondiente a 2010. Cada imagen representa una causa de pérdida del ecosistema diferente: (a) El retroceso del manglar se debe al cambio en el transporte de



sedimentos del río que desemboca en la zona oeste de la bahía. (b) El incremento de la densidad de manglar se debe a las iniciativas políticas de reforestación llevadas a cabo en Pagbilao. (c) La pérdida observada se debe a la conversión del suelo para uso de acuicultura. (d) Este caso es un ejemplo de migración del ecosistema hacia tierra, probablemente debido a la pérdida de calidad del suelo y ausencia de nutrientes en primera línea de costa. Fuente: Elaboración propia.

Pagbilao tiene un clima particularmente influenciado por eventos locales extremos, tales como ciclones tropicales. La marea meteorológica máxima observada en la Bahía de Tayabas, donde se encuentra el municipio de Pagbilao, es del orden de los 2 m, producida por las tormentas más intensas que, normalmente, siguen una trayectoria de suroeste a noroeste cuando cruzan Filipinas. Estos ciclones tropicales se debilitan cuando tocan tierra en el Golfo de Mado, y luego vuelven a intensificarse cuando cruzan el cálido mar de Jolo, hacia Pagbilao, provocando grandes olas y sobrelevaciones del nivel del mar a lo largo del estrecho de Tablas y, finalmente, afectando a la bahía de Tayabas.

## **6.4 Descripción de los test de sensibilidad intermedios**

Se ha implementado la metodología de evaluación de riesgo de inundación (Tabla 6.1) siguiendo primero el caso Base y, después, introduciendo individualmente mejoras a distintos niveles: número de ciclones tropicales, segmentación de la costa, resolución del MDE, métodos de inundación y resolución de las bases de datos de población. Hasta llegar al caso de Referencia que nos permitiría abordar un estudio local a muy alta resolución. En este capítulo se analiza el efecto de introducir cada mejora mediante la comparación de distintos aspectos que se describen a continuación.

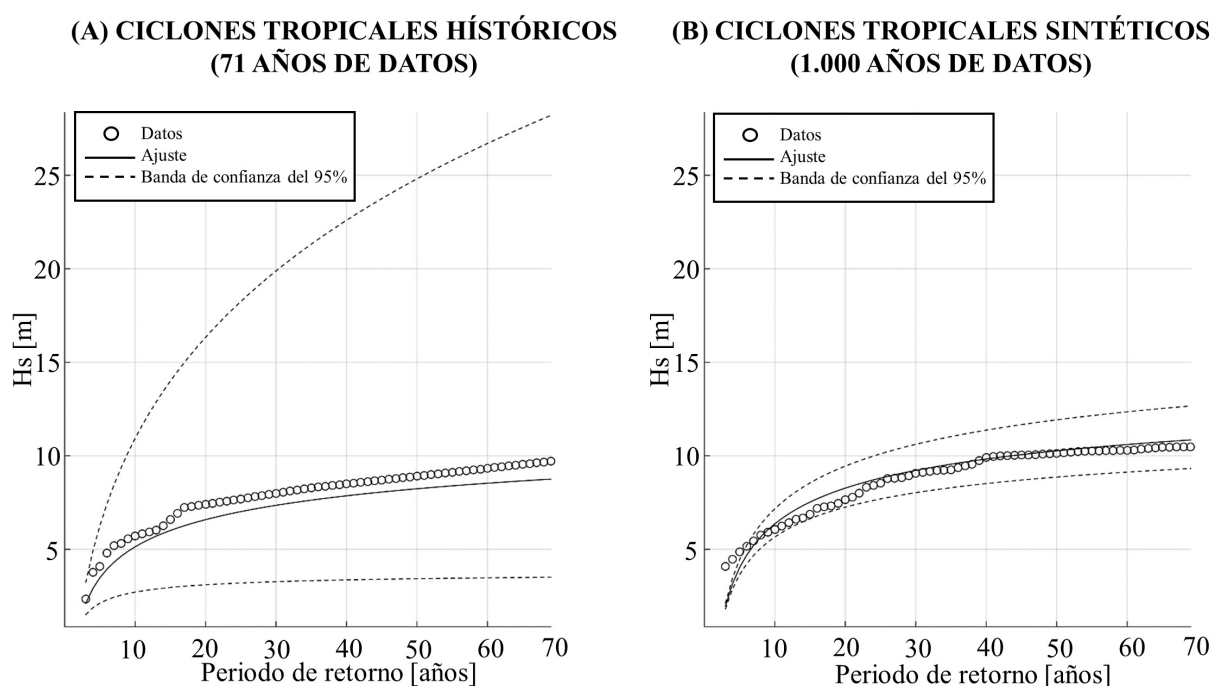
### **6.4.1 Test A: Número de ciclones tropicales (Históricos vs sintéticos)**

En primer lugar comparamos las diferencias entre utilizar (1) series históricas de ciclones tropicales IBTrACS (Knapp et al., 2010) de 71 años de duración (1945-2015) versus (2) series sintéticas de 1.000 años de duración, creadas mediante un método de downscaling estocástico basado en simulaciones de Monte Carlo (Nakajo et al., 2014). En el primer caso, utilizamos las series globales disponibles más completas de eventos históricos de ciclones tropicales, que incluyen datos de 12 agencias distintas. Sin embargo, los ciclones tropicales son un tipo de evento extremo discreto, que tiene lugar en un periodo de tiempo concreto y en un área geográfica limitada, de tal forma que hay lugares donde no se dispone del número de datos suficiente como para abordar estadísticamente el análisis. Es entonces donde surge la posibilidad de generar sintéticamente eventos que conservan la esencia de los registros originales. Sin embargo, simular numéricamente un amplio número de estos eventos tiene un alto coste computacional para los modelos de circulación atmosférica y oceánica como ADCIRC o

Delft3D, por lo que es fundamental elegir bien las simplificaciones y parámetros representativos a utilizar en las simulaciones que se vayan a realizar.

Tan solo 37 de los 548 ciclones tropicales de la base de datos IBTrACS, registrados en Filipinas entre 1945 y 2015, han pasado por Pagbilao. Esto equivale a una tasa anual de 0,52 Ciclones/año. El limitado número de eventos es un problema a la hora de analizar estadísticamente el clima marítimo generado. Por tanto, en su lugar se pueden utilizar 1.033 ciclones tropicales sintéticos generados en todo Filipinas, de los cuales 456 afectan directamente a Pagbilao.

Utilizar bases de datos sintéticas de ciclones tiene tres ventajas: Primero, ayuda a reducir los intervalos de confianza del 95% de las funciones de distribución de extremos utilizadas (ej. Pareto Poisson) para ajustar la altura de ola significativa ( $H_s$ ) y la marea meteorológica (SS) generada. Estas bandas de confianza se vuelven más estrechas cuando se aumenta el número de eventos con los que se hace el ajuste. La Figura 6.5 ilustra la diferencia en la distribución de  $H_s$  utilizando series históricas (A) y series sintéticas (B) de ciclones tropicales.  $H_s$  de 20 años de periodo de retorno reduce su rango de confianza del 95% de  $\pm 6,61$  m ( $\pm 103\%$  del valor medio esperado) a  $\pm 1,14$  m ( $\pm 13\%$  del valor medio esperado) en caso de usar ciclones tropicales sintéticos. Segundo, las series sintéticas son especialmente útiles para mejorar el ajuste de periodos de retorno elevados. Por ejemplo, el intervalo de confianza del ajuste de  $H_s$  de 70 años de periodo de retorno se reduce de  $\pm 12$  m ( $\pm 141\%$  del valor medio esperado) a  $\pm 1,60$  m ( $\pm 15\%$  del valor medio esperado). Tercero, se puede predecir con mayor exactitud el valor medio esperado del ajuste, tanto de  $H_s$  como de SS, si se usan series sintéticas, evitando así la subestimación derivada de la falta de datos y de poca probabilidad de que entre esos datos haya eventos que realmente representen las condiciones más extremas.

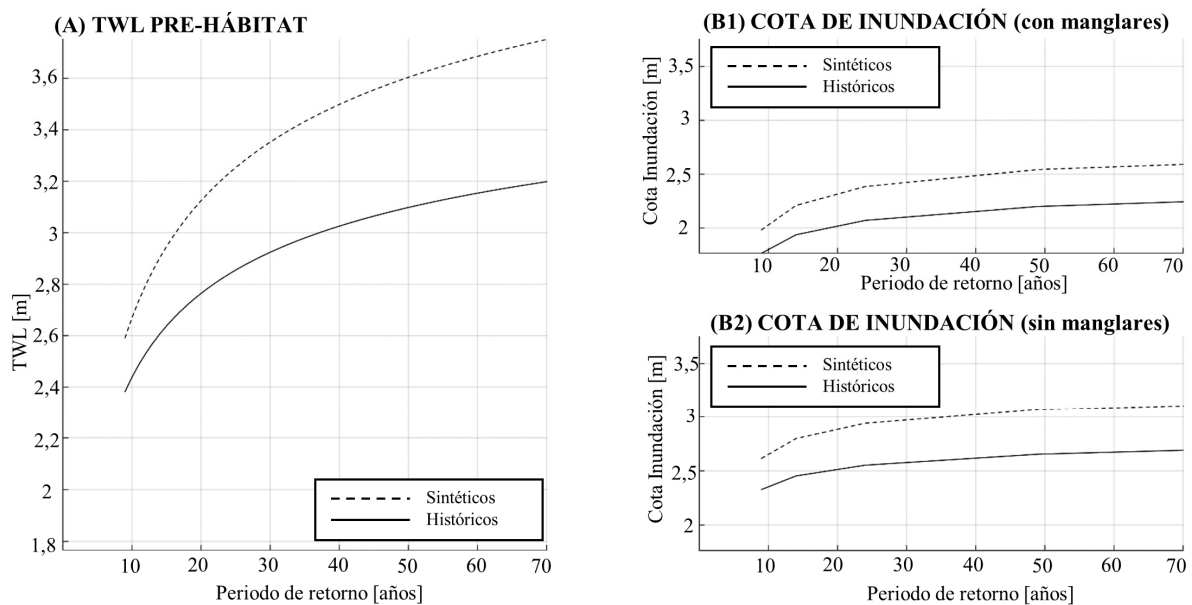


**Figura 6.5: Test de sensibilidad A: Altura de ola significativa.** Distribución de  $H_s$  “offshore” en la Bahía de Tabayas (Pagbilao). Distribución de la altura de ola significativa máxima producida por (A) ciclones tropicales históricos y (B) sintéticos. Los círculos negros representan los datos repartidos por periodo de retorno. La línea negra sólida representa el valor más probable asociado a cada periodo de retorno. Las líneas negras de puntos representan el intervalo de confianza del 95%, del ajuste. Fuente: Elaboración propia.

Las olas y la marea meteorológica producidas por ciclones tropicales contribuye a aumentar el nivel total de agua (TWL). El TWL pre-habitat se ha calculado analíticamente como la suma lineal de la marea astronómica (AT), la marea meteorológica (SS) y el set-up, considerando que este último la contribución es, aproximadamente el 20% de la altura de ola offshore (Guza and Thornton, 1981) (Ecuación 6.2). Se observan diferencias en el TWL pre-hábitat en caso de usar ciclones históricos o sintéticos (Figura 6.6A). Al hacer el ajuste de extremos de esta variable se predicen mayores valores de TWL con la serie sintética que con la histórica, de hasta un +17,2% (+0,46 m), para eventos de 70 años de periodo de retorno. Al propagarse hacia la costa, las olas y la marea meteorológica interaccionan con el campo de manglar, resultando en una disminución de la cota de inundación (TWL en costa). Los gráficos B1 y B2 de la Figura 6.6 muestran las diferencias entre la cota de inundación obtenida con ciclones históricos vs sintéticos, y para los escenarios con y sin manglar.

$$TWL_{indefinidas} = AT + SS + MSL \quad (6.2)$$

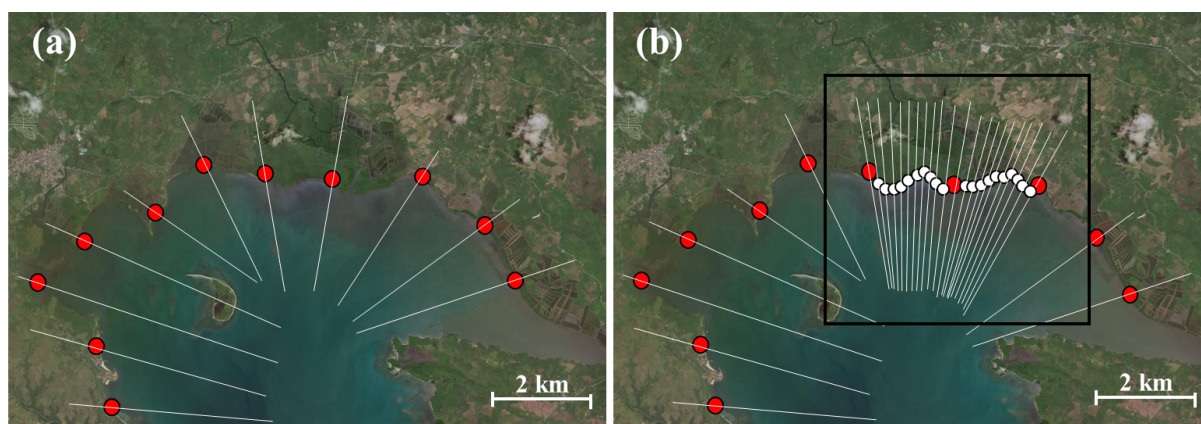
Como la  $H_s$  y la SS producidas por ciclones tropicales dependen, no solo de la intensidad del ciclón, sino también de otros parámetros como la variabilidad de la traza, y dicha variabilidad solo se recoge si se utiliza un amplio número de eventos para hacer los ajustes (ej. sintéticos), se produce una subestimación que puede alcanzar hasta un -11,6% en  $H_s$ , un -25% en SS y un -15,6% en TWL, para periodos de retorno altos, en caso de utilizar un número limitado de ciclones tropicales (ej. los 37 ciclones históricos registrados en Pagbilao).



**Figura 6.6: Test de sensibilidad A: TWL y Cota de Inundación.** (A) TWL pre-hábitat. (B1) Cota de Inundación producida por ciclones tropicales históricos (línea sólida) y sintéticos (línea de puntos) en caso de existencia de la cobertura de manglar de 2010. (B2) Cota de Inundación producida por ciclones tropicales históricos (línea sólida) y sintéticos (línea de puntos) en caso de pérdida total de manglar. Fuente: Elaboración propia.

### 6.4.2 Test B: Segmentación de la costa (2 km vs 200 m)

Para modelar los procesos hidrodinámicos sobre el manglar se han utilizado perfiles transversales, trazados en paralelo al máximo gradiente batimétrico, y equidistantes entre sí a lo largo de la línea de costa. Este método es el mismo que se ha aplicado en los capítulos 3 y 5, a escala global, y 4 a escala nacional. Los análisis de escala global se han hecho con perfiles cada 2 km (capítulo 3) y cada 1 km (capítulo 5). Sin embargo, cuando los estudios locales requieren una mayor resolución de la cota de inundación, se propone aumentar la resolución de la discretización de la costa hasta los 200 m. Aumentar el número de perfiles incrementa también el coste computacional, por lo que en este análisis se verá cuán eficiente es trabajar con una densidad de perfiles mayor y cuánto mejoraría la calidad de la inundación y la estimación de sus consecuencias. La Figura 6.7 muestra un croquis de perfiles trazados cada 2 km (a) y de perfiles trazados cada 200 m (b)



**Figura 6.7: Test de sensibilidad B: Segmentación de la costa.** (a) Ejemplo de perfiles transversales cada 2 km. (b) Ejemplo de perfiles transversales cada 200 m. Fuente: Elaboración propia.

### 6.4.3 Test C: Resolución del MDE (MERIT-90 m vs IFSAR-5 m)

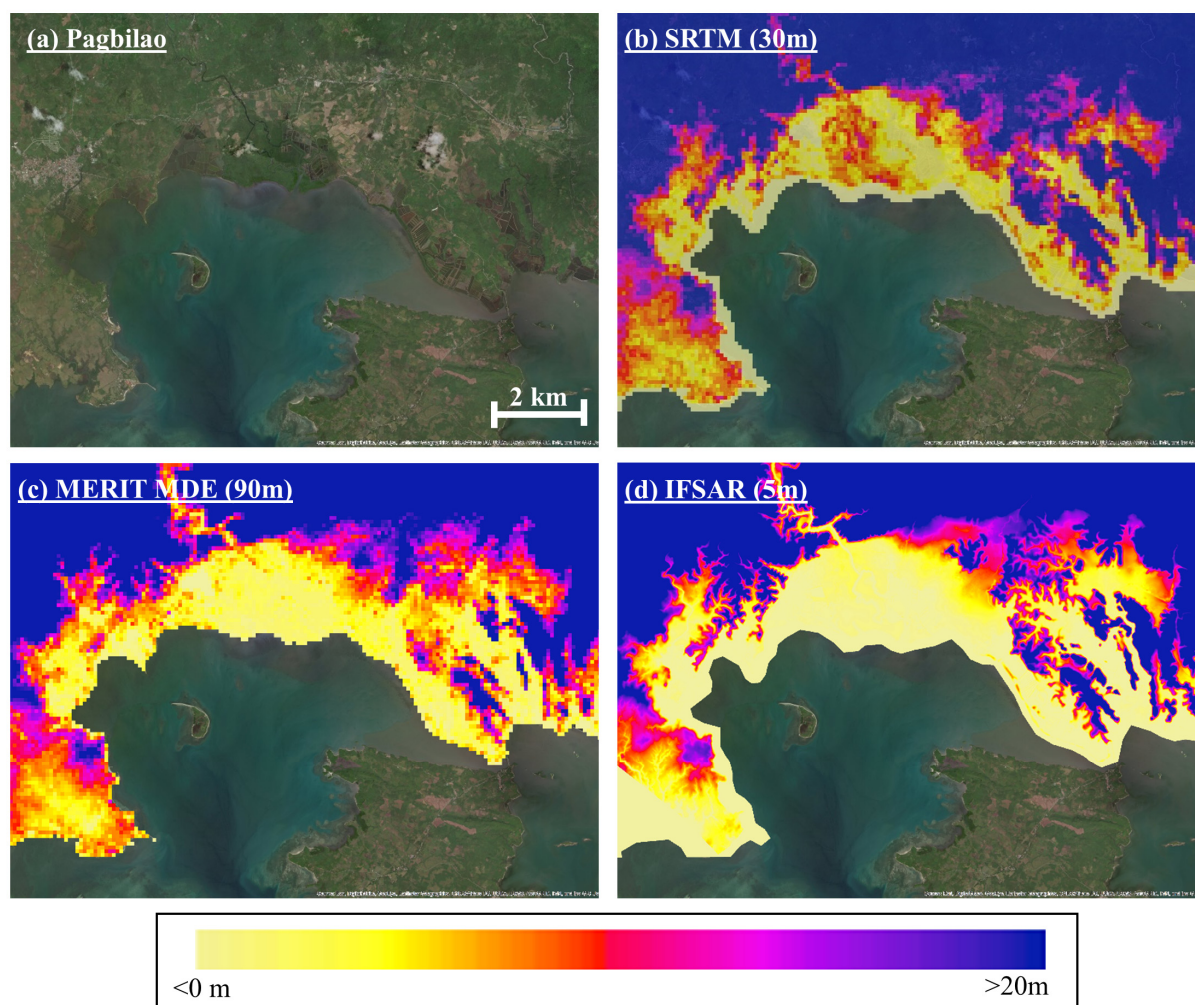
Se han utilizado dos modelos digitales del terreno de distinta resolución para testar el efecto sobre el cálculo de consecuencias de la inundación. Para el enfoque global se ha usado el modelo digital del terreno MERIT (Yamazaki et al., 2017), obtenido tras filtrar la vegetación de otra base de datos de elevación del terreno global, SRTM (Shuttle Radar Terrain Mission, Farr et al., 2007; Keeratikasikorn and Trisirisatayawong, 2008). El MERIT tiene una resolución horizontal de 9 arcos de segundo (90 m), y una precisión vertical del orden de 1 m. Para el enfoque de alta resolución hemos utilizado la base de datos topográfica local de Pagbilao, IFSAR (Interferometric Synthetic Aperture Radar, Gamba and

Houshmand, 2000), proporcionada sobre una malla de 5 metros de resolución horizontal y con una precisión vertical del orden de  $10^{-2}$  metros (Hashim et al., 2016).

En proyectos globales se recurre habitualmente a la versión más actualizada del modelo digital del terreno SRTM, que está disponible a 30 metros de resolución en todo el mundo. Sin embargo, para representar el caso Base en Pagbilao, hemos optado por utilizar una topografía de peor resolución (90 metros), que tiene mayor precisión vertical en zonas urbanas o con cobertura de manglar (MERIT). Esta base de datos es el resultado de filtrar y corregir las zonas de vegetación y urbanas, mal recogidas en el modelo SRTM (Gesch, 2009). Si no se filtra la vegetación, las cotas proporcionadas por el MDE pueden estar referidas a la copa de los árboles. Por lo tanto, sacrificar resolución vertical a base de mejorar la precisión de la cota del terreno en zonas como la de manglares de Pagbilao evitará que se subestime la inundación (Baugh et al., 2013; Griffin et al., 2015; Lewis et al., 2013). Si comparamos los paneles (b) y (c) de la Figura 6.8, se aprecian diferencias en el nivel del terreno registrado por el SRTM (vegetación sin filtrar) y por el MERIT (vegetación filtrada). En el panel (c), se observa que la cota de los manglares de la zona central de Pagbilao está a cero metros, mientras que en el panel (b), correspondiente al modelo SRTM, hay, erróneamente, cotas de hasta 10 metros, que no corresponden al terreno, sino a la copa de los árboles.

Por su parte, IFSAR (panel “d” de la Figura 6.8) ha sido diseñado para dar información de la cota del terreno en zonas no excesivamente arboladas ni urbanas (Mercer and Mercer, 2001), pero su aplicabilidad ha sido demostrada en estudios de evaluación y mapeado de riesgo para aseguradoras y gobiernos (Sanders et al., 2005). En estudios locales donde haya disponible una topografía a alta resolución, como IFSAR, se podrá estimar con mayor precisión la inundación, ya que cuenta con varias ventajas: (1) mayor precisión vertical, (2) mayor resolución horizontal, suficiente para poder utilizar modelos de inundación basados en procesos, y (3) mejor representación de zonas de manglar (Mohd et al., 2014), pese a que existan MDE globales, tales como MERIT, que ya tengan filtrada las zonas de vegetación





**Figura 6.8: Test de sensibilidad C: Comparación de Modelos Digitales de Elevación.** (a) Vista general de la Bahía de Pagbilao. (b) MDE global SRTM de 30 m de resolución espacial. (c) MDE global MERIT de 90 m de resolución espacial. (d) MDE local IFSAR, de 5 m de resolución espacial. Fuente: Elaboración propia.

#### 6.4.4 Test D: Método de inundación (“Bathtub” vs “RFSM-EDA”)

Se han comparado también dos formas de transferir la cota de inundación a tierra y obtener la superficie inundada: (1) El método “bathtub”, basado en el principio de conectividad, y (2) el modelo RFSM-EDA (Jamieson et al., 2012; Lhomme et al., 2008b; Toimil et al., 2017).

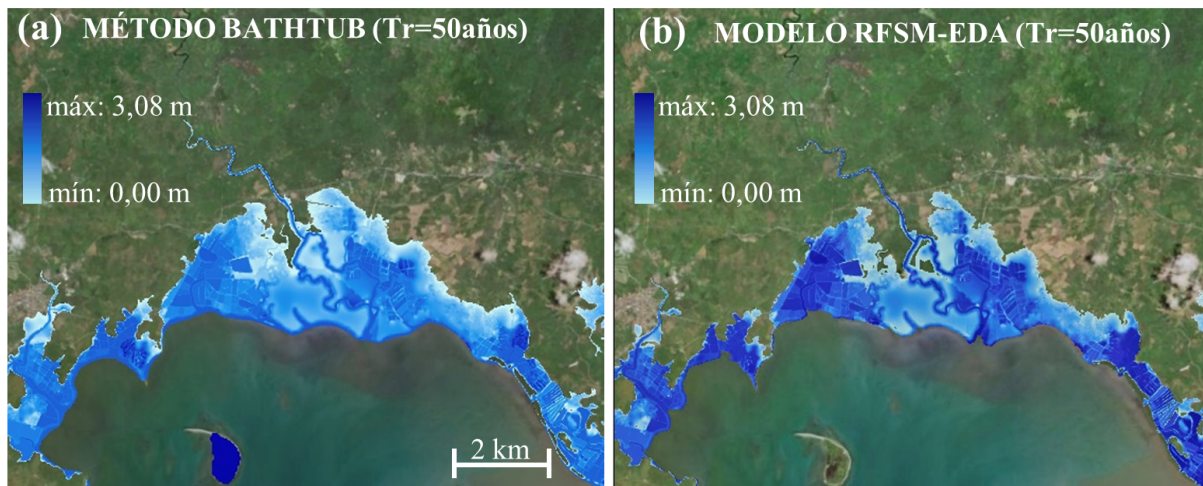
El método “bathtub” consiste en inundar las celdas bajo el nivel de agua, si están conectadas entre sí por cualquiera de las 8 direcciones posibles (cuatro laterales y diagonales, a través de los vértices). Se trata de una forma sencilla de abordar la inundación y solo requiere herramientas de GIS (“Geographic Information System”) y un modelo digital del terreno sobre el que calcular la extensión y profundidad de la mancha de agua.

El RFSM-EDA (Rapid Flood Spreading Method – Explicit Diffusion wave with Acceleration term (Gouldby et al., 2012; Jamieson et al., 2012)) es un modelo hidráulico de inundación basado en la distribución de la lámina de agua de acuerdo con la superficie del terreno. Este modelo de procesos

admite información completa del terreno, con el fin de asociar un coeficiente de rugosidad de Manning en función del tipo de suelo, para tener en cuenta la resistencia del terreno al paso del flujo de agua. La versión más reciente, RFSM-EDA (Jamieson et al., 2012), incluye la dependencia temporal de los procesos de tal forma que permite ver la evolución dinámica y velocidades de la lámina de agua durante el periodo que dura el evento de inundación simulado (del orden de varias horas en el caso de ciclones tropicales). La mayor complejidad de este modelo radica en la fase de pre-proceso, que requiere la elaboración de mallas numéricas como soporte para resolver las ecuaciones hidrodinámicas.

La demanda computacional suele ser la principal variable a tener en cuenta cuando se mide la eficiencia de un modelo. Sin embargo, el tiempo requerido tanto por el modelo RFSM-EDA como por el método “bathtub” no recae sobre el tiempo de computación. Ambos modelos tardan del orden de 1 minuto en simular un evento de inundación de 50 años de periodo de retorno en un dominio como el de la Figura 6.9, y utilizando un MDE de 5 m de resolución. El mayor gasto de tiempo recae en la fase de pre-proceso. Mientras que el método “bathtub” no utiliza ninguna malla numérica y directamente calcula la inundación cortando la superficie de agua con la superficie del terreno, el RFSM-EDA sí es sensible a la calidad de la topografía, que será la base con la que construir la malla de cálculo que necesita el modelo para su ejecución.

En la Figura 6.9 se observa la diferencia entre ambos métodos. El método “bathtub” sobreestima ligeramente la extensión de la inundación, pero subestima el calado en las zonas inundadas. Esta observación servirá para justificar más adelante por qué los daños obtenidos con ambos métodos son muy parecidos.



**Figura 6.9: Test de sensibilidad D: Comparación de métodos de inundación utilizando como base un MDE de 5 m (IFSAR).** (a) Inundación de periodo de retorno de 50 años ( $Tr=50$  años) en presencia de manglares, calculada con el método “bathtub”. (b) Inundación de periodo de retorno de 50 años ( $Tr=50$  años) en presencia de manglares, calculada con el modelo RFSM-EDA. Fuente: Elaboración propia.

### 6.4.5 Test E: Resolución de la población (GPW-1 km vs WorldPop-100 m)

La última comparación se ha hecho a nivel de las bases de datos socioeconómicas, en concreto, se han comparado los resultados de las consecuencias de inundación, utilizando bases de datos globales de población a dos resoluciones diferentes (Figura 6.10): (1) La base de datos GPW de 1 km de resolución espacial (Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University, 2016), y (2) la base de datos WorldPop, de 100 metros de resolución espacial (<http://www.worldpop.org.uk/>). Las diferencias entre ambas, además de la resolución espacial, tienen que ver con otros aspectos como el origen de los datos o la metodología de distribución de la población. Sin embargo, es la diferente resolución a la que se encuentran lo que va a condicionar en qué situación es mejor usar una u otra. Los datos GPW encajan mejor para abordar proyectos globales que abarcan grandes dominios, y donde no se necesita alcanzar un nivel de detalle excesivamente alto para agregar el riesgo. Por otro lado, los datos de WorldPop están más orientados a aplicaciones locales, donde también haya disponibilidad de datos económicos de igual resolución que nos permitan ser consistentes en los resultados finales. Un ejemplo de inconsistencia sería valorar socioeconómicamente el servicio de protección de un manglar con la base de datos WorldPop de 100 metros si se tiene información de stock o capital construido en una malla de 5 km.

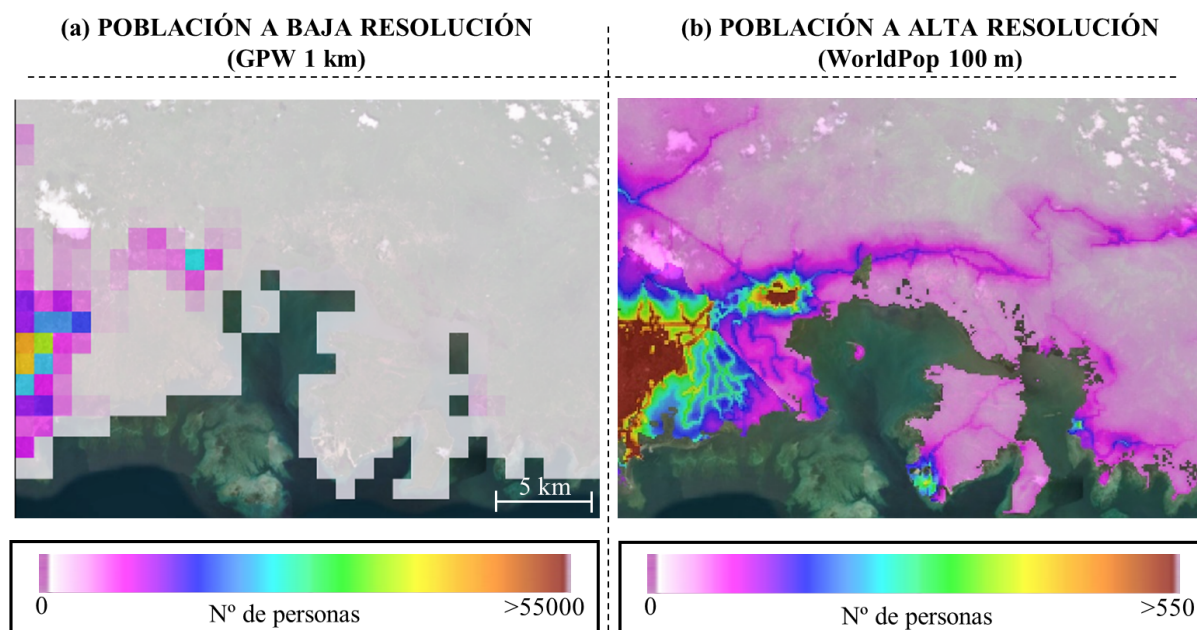
La base de datos GPW proviene de censos de población sin información del reparto espacial (datos tabulados de administraciones locales, por ejemplo) en combinación con datos espaciales a mayor escala administrativa, que tampoco aporta información de la distribución local de la población. El modelo utilizado para repartir espacialmente la población y obtener la base de datos final con resolución de 1 km ha sido implementado en varios horizontes temporales, tanto pasados como futuros: años 2000, 2005, 2010, 2015 y 2020.

La base de datos WorldPop surgió en 2013 bajo un proyecto que tenía como objetivo producir mapas gratuitos y disponibles de distribución de la población mundial con el mayor nivel de detalle posible, especialmente tratando de cubrir los continentes donde mayor escasez de información poblacional había: América Central y Sudamérica, África y Asia. La generación de esta base de datos espacial se ha apoyado en metodologías muy diversas (Alegana et al., 2015; Deville et al., 2014; Gaughan et al., 2013; Hay et al., 2009; Linard and Tatem, 2012; Stevens et al., 2015). Para elaborar los mapas, también ha sido necesario usar otras bases de datos correlacionadas con la distribución demográfica, como son, por ejemplo, mapas de usos del suelo, mapas de evolución temporal de los bosques, mapeos poblacionales locales o cartografía específica de la población intra-urbana.

Así como existe información de distribución mundial de población a diferentes resoluciones espaciales, mapear globalmente algunos de los componentes principales del capital construido, como, por ejemplo, stock residencial y stock industrial, solo es posible a una resolución de 5 km. Por tanto, los



dos enfoques que vamos a comparar, el de alta y baja resolución, están aplicados usando la base de datos de stock residencial y stock industrial GAR 2015 (“Global Assessment Report on Disaster Risk Reduction”).



**Figura 6.10: Test de sensibilidad E: Comparación de bases de datos de población.** (a) Base de datos de población global GWP de 1 km de resolución. (b) Base de datos de población global WorldPop de 100 m de resolución. Fuente: Elaboración propia.

Otro problema que nos encontramos a la hora de evaluar la exposición es la diferencia de resolución a la que está calculada la inundación (dependiendo del modelo digital del terreno puede estar a 90 metros o a 5 metros). Adaptar la distribución de la población a la resolución del modelo digital del terreno requiere hacer un “downscaling” de 1 km (GPW) a 90 m (MERIT), en el caso del enfoque global, y de 100 m (WorldPop) a 5 m (IFSAR), en el caso del enfoque local. Por su parte, los datos de capital construido deben ser re-escalados de 5 km (GAR15) a 90 m si usamos el modelo digital del terreno global (MERIT), o a 5 m si usamos el local (IFSAR). Este cambio de escala tan brusco traerá consigo errores relativos a la distribución espacial del stock, especialmente cuando hay que reducir la escala a 5 metros de resolución. Para minimizar los errores del re-escalado, hemos utilizado la población como variable de control, es decir, con ella hemos comparado la distribución re-escalada del stock a 90 m y a 5 m, asegurando que se mantenga constante el ratio stock/población.

## 6.5 Resultados

La sensibilidad de cada mejora en bases de datos o métodos (test de sensibilidad intermedios) ha sido analizada y comparada con el caso de Referencia mediante el indicador ERI (Ecuación 6.2). Los resultados se han obtenido en términos de superficie inundada (IAE e inundación por periodo de

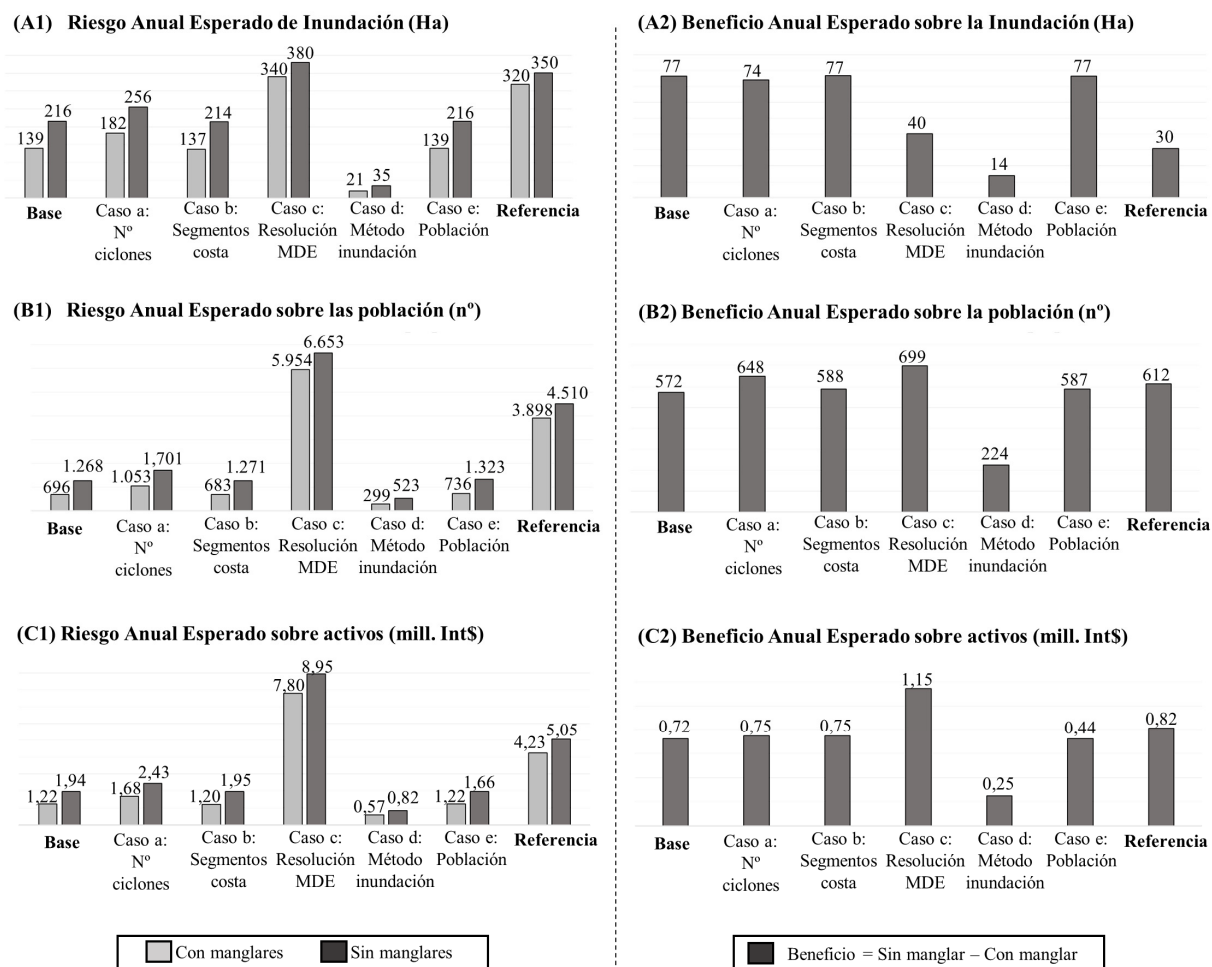
retorno), personas afectadas (RAE sobre las personas) y capital construido perdido (REA sobre los activos). En la Tabla 6.2 se muestran los resultados preliminares con y sin manglar en Pagbilao, los cuales se han representado gráficamente en la Figura 6.11 (A1, B1 y C1) para facilitar la interpretación visual de los valores obtenidos con cada test intermedio de sensibilidad.

		SUPERFICIE INUNDADA (Hectáreas)										RIESGO EN PERSONAS & CAP. CONSTRUIDO (RAE)			
		Tr=10 años		Tr=25 años		Tr=50 años		Tr=100 años		IAE		Personas (n°)		Cap. Cosntr. (int\$)	
		Con	Sin	Con	Sin	Con	Sin	Con	Sin	Con	Sin	Con	Sin	Con	Sin
<b>Caso Base</b>	Absoluto	632	1134	931	1327	1081	1381	1127	1429	139	216	696	1268	1,22 mill.	1,94 mill.
	Por ha	0,14	0,25	0,2	0,29	0,24	0,3	0,25	0,31	0,03	0,05	0,15	0,28	267	425
Test A: Número de ciclones tropicales	Absoluto	874	1358	1172	1539	1324	1640	1382	1695	182	256	1053	1701	1,68 mill.	2,43 mill.
	Por ha	0,19	0,30	0,26	0,34	0,29	0,36	0,30	0,37	0,04	0,06	0,23	0,37	369	532
Test B: Segmentación de la costa	Absoluto	626	1132	910	1305	1073	1370	1117	1415	137	214	683	1271	1,20 mill.	1,95 mill.
	Por ha	0,14	0,25	0,20	0,29	0,23	0,30	0,24	0,31	0,03	0,05	0,15	0,28	263	427
Test C: Resolución del MDE	Absoluto	1851	2126	2038	2213	2086	2249	2122	2280	340	380	5954	6653	7,80 mill.	8,95 mill.
	Por ha	0,41	0,47	0,45	0,48	0,46	0,49	0,47	0,50	0,07	0,08	1,30	1,46	1711	1962
Test D: Método de inundación	Absoluto	102	173	134	217	152	240	171	278	21	35	299	523	0,57 mill.	0,82 mill.
	Por ha	0,02	0,04	0,03	0,05	0,03	0,05	0,04	0,06	0,01	0,01	0,07	0,11	125	180
Test E: Resolución de la población	Absoluto	632	1134	931	1327	1081	1381	1127	1429	139	216	736	1323	1,22 mill.	1,66 mill.
	Por ha	0,14	0,25	0,20	0,29	0,24	0,30	0,25	0,31	0,03	0,05	0,16	0,29	238	364
<b>Caso de Referencia</b>	Absoluto	1763	1951	1880	2050	1927	2082	1962	2104	320	350	3898	4510	4,23 mill.	5,05 mill.
	Por ha	0,39	0,43	0,41	0,45	0,42	0,46	0,43	0,29	0,07	0,08	0,85	0,99	928	1107

**Tabla 6.2: Superficie inundada, personas afectadas y capital construido perdido por la inundación.** Resultados de aplicar la metodología de evaluación del riesgo de inundación para los escenarios con y sin manglar en Pagbilao, siguiendo los test intermedios descritos en la sección anterior de este capítulo. También se muestran los valores unitarios (por hectárea de manglar). Fuente: Elaboración propia.

Incrementar la resolución del MDE (Test c) proporciona el valor más alto de riesgo, tanto en términos de superficie, como de personas y capital construido, siempre superior a los valores obtenidos con el caso de Referencia. Por su parte, utilizar el modelo RFSM-EDA (Test d) es la medida que proporciona las estimaciones de riesgo más bajas.

Tan importante como estudiar la sensibilidad del riesgo en presencia o en ausencia de manglares, es analizar la diferencia entre ambos escenarios, es decir, el beneficio que aporta el ecosistema como barrera de protección frente a la inundación costera. La Figura 6.11 muestra los valores explícitos del beneficio sobre la superficie inundada (A2), las personas (B2) y el capital construido (C2), demostrando que el valor del servicio ecosistémico es menos sensible que el valor del riesgo ante la calidad de los datos y métodos empleados.



**Figura 6.11: Riesgos y Beneficios Anuales Esperados para cada test de sensibilidad.** Fuente: Elaboración propia.

A partir de los valores de la Tabla 6.2 se han elaborado diferentes rankings basados en el indicador ERI (ecuación 6.1), con el objetivo de clasificar por orden de importancia las mejoras en datos y modelos que más contribuyen a mejorar la evaluación del riesgo de inundación. En la primera tabla de ranking (Tabla 6.3) se ha ordenado cada caso en función de la variable en que se mide el riesgo: superficie, personas y capital construido. Análogamente, la Tabla H1 clasifica las medidas en función de su capacidad para mejorar la estimación del beneficio del manglar.

De acuerdo a la Tabla 6.3, aplicar el caso Base no es siempre la peor opción, lo cual significa que hay casos intermedios, como el incremento de la segmentación de la costa o el uso de modelos de procesos para inundar, que por sí solos no aportan ninguna mejora a la estimación del riesgo, y que deben combinarse con otras mejoras para que realmente merezca la pena invertir recursos y tiempo en su implementación. En contraposición a esto, hay un caso intermedio que destaca por encima del resto, el aumento de la resolución del MDE, la medida más eficiente para obtener valores precisos y con el mínimo error.

RIESGO								
SUPERFICIE			PERSONAS			CAPITAL CONSTRUIDO		
Rank	Caso o test	ERI	Rank	Caso o test	ERI	Rank	Caso o test	ERI
1	Resolución MDE	+6,69%	1	Resolución MDE	+50,98%	1	N° de ciclones tropicales	-62,20%

2	Nº de ciclones tropicales	-36,96%	2	Nº de ciclones tropicales	-72,75%	2	Segmentación de la costa	-71.81%
3	Caso Base	-49,16%	3	Resolución Población	-79,61%	3	Caso Base	-72.16%
4	Resolución Población	-49,16%	4	Segmentación de la costa	-80,92%	4	Resolución Población	-72.16%
5	Segmentación de la costa	-49,22%	5	Caso Base	-81,04%	5	Resolución MDE	+81.97%
6	Método de inundación	-91,83%	6	Método de inundación	-92,04%	6	Método de inundación	-86.81%

**Tabla 6.3: Ranking para evaluar el riesgo.** Clasificación de los diferentes test de sensibilidad para evaluar el riesgo en términos de superficie inundada (izquierda), personas afectadas (centro) y capital construido perdido (derecha). Fuente: Elaboración propia.

En el APÉNDICE H se han incluido tablas de ranking adicionales, con el objetivo de dar respuestas alternativas: (1) conocer la forma más eficiente de evaluar el riesgo (Tabla 6.3) o el beneficio (Tabla H1) de forma general. (2) Conocer la forma más eficiente de evaluar el riesgo (Tabla H2) y el beneficio (Tabla H3) para distintos periodos de retorno. (3) Conocer la forma más eficiente de evaluar el riesgo en presencia de manglares (Tabla H4) o en ausencia de manglares (Tabla H5).

Para facilitar la comprensión de los resultados y el efecto de cada mejora individual en las bases de datos y métodos, se analizan, uno a uno, cada test de sensibilidad realizado.

**Sensibilidad al número de ciclones tropicales:** En la Bahía de Tabayan, la distribución de extremos de las dinámicas “offshore” (Hs y SS) predice valores mayores en el caso de considerar 1.000 años de ciclones tropicales sintéticos que 71 años de históricos (Figura 6.5), y esto se ve reflejado en la IAE y RAE (Tabla 6.2). Por ejemplo, al aumentar el número de ciclones tropicales la IAE se incrementa hasta las 182 ha, el RAE hacia las población hasta las 1.063 personas y el RAE hacia el capital construido 1,68 mill. int\$, con respecto a los valores del caso Base, de 139 ha, 696 personas y 1,22 mill. int\$. Estas diferencias llevan a una reducción media del error cometido en las estimaciones de un 10%. También se observa una disminución del error para periodos de retorno elevados: mientras que en la estimación de eventos de 10 años de periodo de retorno se comete un error medio de -48%, para eventos de 100 años de periodo de retorno el error se reduce hasta el -30% (Tabla H2). Como resultado destacado de este análisis cabe señalar que aumentar el número de eventos a considerar permite estimar mejor el riesgo en zonas sin manglar (49% de error), que en zonas con manglar (72% de error), como se muestra en la Tabla H4 y en Tabla H5.

**Sensibilidad a la segmentación de la costa:** La superficie inundada, las personas afectadas y el capital perdido no cambia significativamente si se utilizan perfiles cada 2 km de costa o cada 200 m. La Tabla 6.2 muestra un valor de 137 ha de IAE, 683 personas de RAE sobre la población y 1,20 mill. int\$ de RAE sobre el capital construido.

**Sensibilidad frente a la resolución del MDE:** La estimación tanto de la superficie inundada, como de personas afectadas y del capital construido perdido es notablemente superior si se aumenta la resolución del MDE de 90 m a 5 m. Concretamente, la IAE se incrementa hasta las 340 ha, el RAE sobre la población lo hace hasta las 5.954 personas y el RAE sobre el capital construido hasta los 7,80 mill. int\$. Estas diferencias suponen una reducción del error de un 22%. Pero si ahora nos fijamos en el error producido cuando se calcula el riesgo para distintos periodos de retorno, se observa que el uso de un MDE de alta resolución permite estimar mejor las consecuencias de periodos de retorno bajos (4,93%

de error para un evento de 10 años de periodo de retorno) que para periodos de retorno altos (7,4% de error para un evento de 100 años de periodo de retorno). Por su parte, la variable más sensible a la resolución horizontal de la topografía es la superficie inundada, más que las consecuencias socioeconómicas, como se observa en la Tabla 6.3, donde el riesgo en términos de superficie inundada se estima con un error medio de +6,69%, mientras que, por ejemplo, el número de personas afectadas tiene un error de +50,98%. El único caso en el que utilizar un MDE de alta resolución empeora los resultados respecto al caso Base es cuando la base de datos socioeconómica (en este caso capital construido, pero podría ser también la de población) es de muy baja resolución (5 km en el caso de la distribución de stock industrial y residencial) y se produce un salto brusco al hacer el downscaling a la resolución del MDE (5 m).

**Sensibilidad al método de inundación:** El uso de un modelo de procesos, como es el RFSM-EDA, en lugar de métodos estacionarios, como “bathtub”, subestima el valor del riesgo: 21 ha, 299 personas y 0,57 mill. int\$ en Pagbilao (Tabla 6.2). Estas diferencias suponen un incremento del error de un 22% con respecto al caso Base. Concretamente, el error aumenta de -49% a -92% (superficie inundada), de -81% a -92% (personas afectadas) y de -72% a -87% (capital construido perdido). Sin embargo, al combinar el RFSM-EDA con un MDE de 5 m, conseguimos el efecto contrario, es decir, reducir el error cometido de -49% a -36% (superficie inundada), de -81% a +40% (personas afectadas) y de -72% a +67% (capital construido perdido), como puede observarse en la Tabla H6. Esta combinación da mejores resultados especialmente para estimar las consecuencias de periodos de retorno bajos. Por ejemplo, eventos de 10 años de periodo de retorno se pueden estimar con un error medio de -33%, mientras que los de 100 años de periodo de retorno llevan un error medio asociado de -38% (Tabla H6).

**Sensibilidad a la resolución de la población:** Utilizar una distribución de la población de 100 metros de tamaño de pixel (WorldPop), en lugar de 1 km (GPW) permite mejorar la estimación del número de personas afectadas por la inundación, pasando de 696 personas, según el caso Base, a 736, pero aún muy lejos de las 3.898 personas que se espera que se vean afectadas anualmente en Pagbilao siguiendo la aproximación de Referencia. Por tanto, mejorar la resolución de cualquier base de datos socioeconómica, pasando de 1 km a 100 m de resolución, no supondrá una mejora superior al 2% (Tabla 6.3).

## 6.6 Discusión

Dado el incremento de riesgo de inundación por ciclones tropicales detectado sobre las personas y activos, y la necesidad de tomar decisiones de reducción de riesgo rápidas y efectivas, se han

identificado los elementos de la metodología que más pueden contribuir a mejorar las valoraciones ante un escenario global de escasez e inconsistencia de datos, para ser aplicadas a escalas locales y a lugares específicos.

### 6.6.1 Discusión de los resultados

Los valores del indicador de error ERI citados en esta subsección cuando nos refiramos a la combinación de varias mejoras, están sacados de la Tabla H6. A continuación se discuten cada uno de los resultados de los test de sensibilidad.

**Uso de un amplio número de ciclones tropicales:** Utilizar series sintéticas que contengan un mayor número de eventos merece la pena para calcular la superficie inundada, las personas afectadas y el capital construido perdido. De forma particular, el error en el cálculo de la superficie inundada disminuye a medida que aumenta el periodo de retorno de la tormenta, ya que al disponer de más datos de ciclones tropicales, el rango de casos cubiertos es mayor, lo cual permite definir mejor los extremos y reducir las bandas de confianza (Figura 6.5). Es destacable que las estimaciones del riesgo en presencia de manglares son peores que si no existe el ecosistema, debido a que el campo de vegetación actúa como un filtro para las olas y marea meteorológica, homogeneizando la cota de inundación a lo largo de la costa y restando importancia a procesos 2DH de propagación de las dinámicas marinas. Sin manglares, los resultados son más sensibles a la magnitud del oleaje y marea, de tal forma que utilizar un mayor número de eventos será más eficiente en estos casos en los que no hay vegetación.

**Uso de perfiles cada 200 m de costa:** Se ha observado que el efecto de incrementar la discretización de la costa de 2 km a 200 m, por sí solo, no tiene ningún efecto sobre los valores estimados de riesgo. Esto puede deberse a la baja resolución de la batimetría utilizada, la cual da un aspecto suavizado y homogéneo al fondo marino de la Bahía de Pagbilao y no permite que los perfiles sean distintos entre sí a una escala inferior a la resolución de dicha batimetría (~1km). Por tanto es muy probable que aumentar el número de perfiles no sea una medida eficiente a menos que haya disponible datos batimétricos de más alta resolución. Sin embargo, pese a que las diferencias en los valores de riesgo son insignificantes en relación con otras medidas (ej. test 1), sí se percibe una ligera mejora en zonas sin manglar (error del 56%) que en zonas con manglar (error de un 77%), como se observa en la Tabla H4 y en Tabla H5. El motivo es el mismo que el que se ha discutido en el párrafo anterior, los manglares reducen la variabilidad a lo largo de la costa de la cota de inundación y, por consiguiente, homogenizan las consecuencias de la inundación.

**Uso de un MDE de alta resolución (5 m):** Incrementar la resolución de la base de datos de elevación del terreno mejoraría significativamente la estimación de la superficie inundada, pero no tanto la del efecto sobre las personas o capital construido si estas últimas bases de datos no están a una

resolución del mismo orden que el propio MDE, lo cual es altamente improbable. Diferencias significativas en la resolución del MDE y la distribución de población o activos obliga a hacer un downscaling demasiado brusco (ej. de 1 km a 5 m, en caso de la población GPW, y de 5 km a 5 m en el caso del capital construido). Este cambio de escala provoca errores de relocalización espacial y la consecuente sobreestimación de las consecuencias.

**Uso de modelos de procesos para inundación:** Aplicar modelos como el RFSM-EDA, en lugar de recurrir a métodos más sencillos de inundación, como el “bathtub”, subestima la superficie inundada y los riesgos asociados a ello, más incluso que el caso Base. Sin embargo, si se combina el RFSM-EDA con datos de MDE de alta resolución se puede reducir el error de la IAE y RAE respecto al caso Base. Esta mejora se percibe más para bajos periodos de retorno, porque la inundación producida por pequeñas cotas de inundación es muy sensible a la precisión vertical del MDE, la cual solo se consigue con bases de datos topográficas locales.

**Uso de datos de población de alta resolución (100 m):** Se produce una mejora significativa en los resultados del análisis de riesgo si se combina esta medida con otras mejoras, en concreto, con el uso de un MDE de 5 m. Esta combinación se traduce en uno de los valores ERI más bajos para calcular el número de personas afectadas (ERI=53,8%).

## 6.6.2 Discusión de las limitaciones

Surgen varias limitaciones cuando se evalúan los riesgos de inundación que deben ser tenidas en cuenta a la hora de valorar la calidad de los resultados obtenidos.

- (1) Calcular IAE, RAE, BIAE y BRAE requiere un amplio rango de datos para que los errores cometidos sean lo menores posibles. Por eso, al trabajar con eventos discretos y en ocasiones escasos, como son los ciclones tropicales, es conveniente fijarse en aquellos lugares donde el número de eventos no sea suficiente para abordar estadísticamente el análisis, y se requiera generar estocásticamente más casos sintéticos.
- (2) Utilizar series sintéticas de ciclones tropicales: El enfoque de alta resolución calcula las amenazas climáticas, “artificialmente” generadas, a partir de series de ciclones tropicales de 1.000 años de duración. La generación sintética de estos eventos se procesa a partir de parámetros como la traza del ciclón, la presión mínima o la velocidad de traslación de la tormenta. Se trata de utilizar un método estocástico basado en (1) obtener la distribución estadística de los parámetros físicos de ciclones tropicales históricos registrados, y (2) la generación aleatoria de ciclones sintéticos (método de Montecarlo) a partir de las distribuciones estadísticas de los parámetros. La nueva serie sintética mejora la precisión de la presión a nivel del mar y de la dirección de traslación, pero no la velocidad de desplazamiento, un parámetro

crítico que puede crear trayectorias improbables en la realidad. Otra limitación, a la hora de generar series sintéticas de ciclones, es la falta de datos históricos, en muchas zonas, con los que caracterizar bien estos fenómenos, por lo que el ajuste de la función de densidad de probabilidades de ciclones históricos, a partir de la cual se simulan los sintéticos, puede tener gran incertidumbre. A pesar de todo, hemos optado por asignar series sintéticas al estudio de alta resolución en Pagbilao, porque es un municipio con un rango de tipologías de ciclones históricos suficientemente amplio (magnitud de viento, trayectorias, velocidades de traslación...) como para cubrir la variabilidad requerida y poder aplicar el método estocástico de generación de eventos sintéticos (Nakajo et al., 2014). Además, utilizar series temporales extensas, como hemos dicho en el punto (1), mejora el ajuste de extremos, reduciendo el rango de las bandas de confianza y permitiendo obtener valores anualizados con más precisión y menor error que si se utiliza una muestra de ciclones más pequeña, como la de la base de datos históricos (IBTrACS, Levinson et al., 2010).

- (3) Propagaciones 1D cada 200 metros de costa: Una de las decisiones más comprometidas ha sido la de optar por modelar los procesos de transformación de olas y marea meteorológica, en profundidades reducidas y al paso por el ecosistema, con perfiles unidimensionales, en lugar de aplicar modelos 2DH o 3D. En primer lugar, no estamos considerando los efectos bidimensionales de las propagaciones, como, por ejemplo, la recirculación de agua en dirección paralela a la costa, o procesos como la difracción de las olas. Para tratar de minimizar estos errores, hemos orientado los perfiles paralelos a máximo gradiente batimétrico y hemos reducido la distancia entre ellos hasta los 200 metros. Gracias a estas medidas, conseguimos que la mayor parte de las olas lleguen ya refractadas a los perfiles, y las pérdidas de energía por oblicuidad sean lo menores posibles. Sin embargo, la principal razón para usar perfiles 1D es el bajo coste computacional requerido para resolver las ecuaciones hidrodinámicas de transformación del flujo en presencia de ecosistemas. Como uno de los objetivos de esta tesis es analizar probabilísticamente el riesgo a escala global, necesitamos hacer miles de simulaciones que solo son abarcables si simplificamos el dominio de cálculo. En este caso, la simplificación consistió en modelar los procesos unidimensionalmente. Por otro lado, en este capítulo queremos testar la precisión de los análisis globales existentes de valoración de servicios ecosistémicos, elaborados con perfiles cada 2 km, por lo que, para que sea comparable, el enfoque de alta resolución se ha planteado respetando la metodología de propagaciones 1D, pero incrementando la discretización de la costa hasta los 200 metros.
- (4) Datos batimétricos con resolución de 1 km: Aunque a escala local es probable disponer de datos de alta resolución (climáticos, topográficos, socioeconómicos...), en la zona de estudio, en Pagbilao, al igual que sucede en muchas partes del mundo, es complicado tener acceso a una batimetría local, específica del dominio de análisis. Por eso hemos recurrido a la base de datos global GEBCO, de aproximadamente 1 km de resolución (Weatherall et al., 2015). Si a la



dificultad de encontrar batimetrías locales le sumamos la complejidad de zonas de ecosistemas, como arrecifes de coral y manglares, resultaría aún más difícil encontrar una representación precisa de profundidad que tenga en cuenta las estructuras de los ecosistemas. Por eso hemos optado por combinar bases de datos de arrecifes de coral y manglares, de resolución aproximada de 1 km de distribución (Spalding et al., 2010, 2001), con batimetrías globales (GEBCO, Weatherall et al., 2015) y con batimetrías específicas que nos dan la cota en estos ecosistemas (SEAWIFS, Robinson et al., 2000). Además, es más sencillo controlar las incoherencias batimétricas sobre perfiles que sobre mallas bidimensionales, porque, en presencia de corales y manglares, la parametrización de los perfiles sigue casi siempre la misma estructura.

- (5) Modelos de inundación: Para estudios locales hemos propuesto el uso del modelo RFSM-EDA, como opción de alta resolución; pero calcular la inundación con tanta precisión entraña una serie de problemas: En primer lugar, estos modelos solo son eficientes si se aplican sobre topografías de alta resolución horizontal (Toimil et al., 2017). En segundo lugar, para utilizarlos necesitamos conocer información del tipo de suelo y sus características físicas (ej. rugosidad), datos que no siempre son accesibles. En tercer lugar, la generación de la malla numérica de cálculo es un proceso manual y complejo que requiere experiencia previa y la ejecución de pruebas sobre varias alternativas, antes de elegir la opción con la que inundar finalmente. Por último, como el RFSM-EDA es un modelo dependiente del tiempo, necesita recibir, como dato de entrada, la evolución temporal de la descarga de agua, lo cual no es posible saber con exactitud cuando se trabaja con variables estadísticas y estacionarias de la cota de inundación, como la asociada a un determinado periodo de retorno. A pesar de estas limitaciones, hay varias ventajas que justifican el uso del RFSM-EDA en el estudio de alta resolución de Pagbilao: (1) Hay disponible un modelo digital del terreno de 5 m de resolución. (2) La técnica alternativa “bathtub”, para inundar, sobreestima la superficie de agua alcanzada, porque conecta puntos del modelo digital del terreno, bajo la cota de inundación, conectados entre sí en cualquiera de las 8 direcciones (cuatro laterales y 4 diagonales, a través de los vértices). (3) Como nos interesa la inundación máxima, aunque no se conozca la evolución temporal de la cota de inundación, nos basta con cualquier distribución que alcance en cualquier momento el nivel del caso simulado.
- (6) Reescalado de los datos de población y stock: Fijándonos en el cálculo de la población y activos económicos afectados, llama la atención que la resolución de la inundación y las capas de exposición (personas y capital construido) no son consistentes. En el escenario de alta resolución, la mancha de inundación está calculada a 5 m, la población tiene una resolución de 100 metros y el capital construido está disponible cada 5 km. Esto requiere homogeneizar las escalas horizontales, para lo cual hay dos alternativas: (1) Re-escalar la mancha de inundación de 5 metros a la resolución de la población (100 m) y del capital (5 km), o (2) re-escalar la población de 100 m a 5 m y el capital de 5 km a 5 m. En este estudio hemos seguido la segunda opción, porque con la primera se obtendrían zonas inundadas que realmente no lo están, y zonas

no inundadas que sí deberían estarlo. Además, no es fácil comprobar que la inundación reescalada corresponde con la original, perdiendo información por el camino al empeorar la resolución. La principal ventaja de re-escalar la población y capital desde resoluciones más groseras (100 m y 5 km) a resoluciones más finas (90 m y 5 m) radica en la posibilidad de utilizar como condición de cierre, para ajustar el reescalado, el dinero total localizado en el área de control, así aseguramos no alterar demasiado la distribución espacial.

## 6.7 Conclusiones

Cómo mejorar la evaluación de la superficie inundada: La forma más eficiente de obtener una mancha de inundación precisa es mejorando la calidad del MDE, tanto en resolución horizontal como vertical. Este aumento de resolución puede suponer el 75% del total de las mejoras, seguido del uso de series sintéticas de ciclones tropicales, que contribuye en un 25%. Cualquier otra mejora individual, tal como aumentar el número de perfiles o utilizar modelos de procesos para inundar, no contribuye en una mejor estimación de la superficie de inundación.

Cómo mejorar la evaluación del riesgo sobre las personas: En este caso, el número de personas afectadas por la inundación depende en un 71% de la calidad del MDE, en un 25% del número de ciclones tropicales utilizados para definir estadísticamente el clima marítimo generado, y en un 3% de la resolución de la base de datos de población utilizada. Sin embargo, la forma más eficiente de estimar el número de personas afectadas es disponiendo simultáneamente de un MDE de 5 m, una base de datos de población de 100 m y utilizando un modelo de procesos, como el RFSM-EDA, para simular la inundación. Esto pone de manifiesto la necesidad de elegir de manera eficiente la combinación de elementos en la que invertir, ya que la precisión de los resultados no sigue un patrón lineal, por lo que para estar más cerca del caso de Referencia es fundamental comprobar todas las combinaciones posibles, además de las mejoras en los datos y modelos de forma individual.

Cómo mejorar la evaluación del riesgo sobre el capital construido. Si asumimos que la mejor base de datos global de distribución de stock industrial y residencial está a una resolución de 5 km, se ha observado que la manera más eficiente de cuantificar económicamente el riesgo es definir bien las dinámicas marinas, y para ello hay que utilizar un amplio número de eventos climáticos (por ejemplo, ciclones tropicales generados sintéticamente). Otras medidas como el uso de un MDE de alta resolución o la aplicación de modelos basados en procesos para inundar, no suponen tanta mejora como el de utilizar un amplio número de ciclones tropicales. En consecuencia, mejorar la estimación de las pérdidas económicas por inundación costera debido a eventos extremos supondría (1) mejorar la resolución de la propia base de datos de distribución de stock (a menos de 5 km de resolución) para que no haya mucha diferencia de escala con el MDE de 90 m o, en caso de que exista, de 5 m; y (2) mejorar las técnicas de

downscaling para re-escalar los datos económicos sin que se pierda información en el proceso y sin que esto derive en errores de distribución espacial significativos.

En resumen, para estudios locales de alta resolución, antes de hacer uso directo de la información disponible en la zona de estudio, se debe considerar si realmente dicha información local nos va a proporcionar los mejores resultados. Para ello se debe estudiar cómo combinar las diferentes bases de datos existentes de tal forma que con el menor esfuerzo posible, se puedan obtener los resultados más precisos, teniendo presente que, a veces, es más eficiente utilizar información homogénea de peor calidad que mezclar datos de distintas resoluciones.



# Capítulo 7

## Conclusiones, contribuciones científicas y futuras líneas de investigación

### 7.1 Conclusiones

Esta tesis supone un avance en el desarrollo y aplicación de metodologías de valoración de servicios ecosistémicos. Para ello, hemos establecido los diferentes pasos a seguir, adaptándolos y aplicándolos a varias escalas espaciales de trabajo, lo que finalmente, y en base a las carencias detectadas en la literatura existente, nos ha permitido alcanzar los objetivos planteados en el capítulo primero.

Tomando como punto de partida el marco conceptual del IPCC (2014), hemos integrado una metodología, probabilística y multi-paso, de análisis de riesgo por inundación costera en presencia de ecosistemas, para valorar socioeconómicamente los servicios aportados por los arrecifes de coral y los manglares. Cada paso a seguir, y sus respectivas alternativas en función de la escala, disponibilidad de datos y recursos computacionales, ha sido desarrollado pormenorizadamente en el capítulo 2. Aunque la tesis esté centrada en el servicio de protección frente a inundación, la metodología propuesta sirve de guía para valorar otros impactos (ej. erosión) y ante cualquier escenario, con miras puestas en proyecciones futuras de servicios ecosistémicos que tengan en cuenta el cambio climático.

Los capítulos 3, 4 y 5 son un ejemplo de aplicación de la metodología en distintos ecosistemas a escala global y nacional, siguiendo distintas estrategias. En ellos se plantean, además, las potenciales implicaciones de planificación que una valoración eficiente de los servicios ecosistémicos tendría a la hora plantear medidas de conservación y restauración de los recursos naturales.

El capítulo 3 da respuesta al actual valor global de los arrecifes de coral cuando actúan como barreras de protección frente a inundación. En esta primera aplicación no se estudia por separado el efecto de eventos extremos, como ciclones tropicales, sino que nos hemos centrado en valorar el

ecosistema frente a condiciones diarias de oleaje y mareas, normalmente obviadas en otros estudios de valoración de ecosistemas que focalizan su atención en eventos extremos concretos y desprecian la protección diaria que proporcionan los arrecifes de coral. Las personas y capital construido protegidos por el ecosistema han sido agregados globalmente en unidades locales de 20 km de costa (teselas), lo que permite dar valores consistentes a distintas escalas en todo el mundo.

En el capítulo 4 se valora a escala nacional (en Filipinas) el servicio de protección frente a inundación ofrecido por los manglares. A diferencia del estudio global de arrecifes de coral, en este caso modelamos por separado los impactos por eventos extremos (ciclones tropicales) de los impactos por clima regular. Utilizando como recurso herramientas estadísticas de generación aleatoria de ciclones tropicales sintéticos, hemos podido realizar un análisis probabilístico del riesgo en todo el país y comparar las consecuencias de la inundación producida por las dos condiciones climáticas. Aunque Filipinas se encuentra en una zona de gran actividad de tormentas tropicales, hemos podido comprobar que el 49% de las pérdidas económicas anuales se deben a condiciones de oleaje y mareas ajenas a eventos locales que no incluyen ciclones tropicales. Con esto se demuestra la importancia de tener en cuenta todas las condiciones climáticas para evaluar las consecuencias de la inundación, y no solo las correspondientes a eventos puntuales.

El capítulo 5 vuelve a ser un ejemplo de valoración global, pero en este caso de manglares. Para su desarrollo, se estudió por separado el efecto de los ciclones tropicales y el del clima regular. A diferencia de en Filipinas, donde los ciclones producen el 51% de las pérdidas económicas anuales por inundación costera, a escala global la contribución de estos eventos extremos representa, en promedio, el 74% de los daños. Los beneficios de mantener la cobertura actual de manglar se agregaron en unidades locales de 20 km de costa, permitiendo, al igual que en el caso de estudio de corales, aportar información homogénea, consistente y, por tanto, comparable a cualquier escala espacial. La falta de consistencia es uno de los problemas que ha habido siempre cuando se han querido comparar valores obtenidos a partir de distintos estudios locales. Por esta razón, el capítulo 3 y el capítulo 5 suponen un gran avance en el ámbito de valoración multiescala de servicios ecosistémicos, porque, pese a tratarse de análisis a escala global, admiten cualquier nivel de agregación de los resultados.

Pero, asignar valor a los ecosistemas no es útil desde el punto de vista práctico, a menos que expresemos las consecuencias en términos comparables entre distintos ecosistemas y, comparables también con otras alternativas para la defensa de la costa. Por tanto, para poder comparar el servicio de protección proporcionado, globalmente, por los arrecifes de coral y manglares, nos hemos fijado en el valor por superficie de ecosistema. Cada hectárea de arrecife de coral evita la inundación de 0,02 hectáreas de terreno de costa, mientras que los manglares previenen la inundación de 0,03 hectáreas. En términos de personas protegidas, 100 hectáreas de arrecife de coral protegen a 93 personas, mientras que 100 hectáreas de manglares protegen a 95 personas cada año. El valor social del servicio de protección frente a inundación de los manglares es, por tanto, ligeramente superior al de los corales,

pero esta tendencia se invierte al valorar económicamente las consecuencias. El valor del capital construido protegido por los arrecifes de coral es de 1.184 int\$/ha, mientras que el de los manglares es de tan solo 461 int\$/ha (Valores Anuales Esperados).

Una vez establecida e implementada la metodología para estudiar a escala global y nacional el servicio de protección frente a inundación, hemos dedicado el capítulo 6 a evaluar los errores asociados a las simplificaciones e hipótesis asumidas en función de la aplicación propuesta y de las herramientas y bases de datos utilizadas. Para ello, aplicamos la metodología en Pagbilao (Filipinas) siguiendo un enfoque de escala global, como en los capítulos 3 y 5. Después comparamos el efecto sobre el resultado final de ir introduciendo mejoras en la calidad de los datos y en la precisión de los modelos.

Como era de esperar, la valoración de los daños de inundación es muy sensible a la resolución del modelo digital del terreno, por lo que para conseguir resultados rigurosos, merece la pena hacer el esfuerzo en mejorar la topografía, en lugar de, por ejemplo, incrementar la longitud de las series temporales de las dinámicas, mejorar la resolución de la segmentación de la costa, utilizar modelos de procesos para simular la inundación o aumentar la precisión de los datos socioeconómicos.

Un aumento de resolución espacial, de 90 m a 5 m, del modelo digital del terreno supone una mejora de un 62,34% en la estimación de daños por inundación, mientras que otras medidas, como, por ejemplo, utilizar series sintéticas de ciclones tropicales, reduce el error un 20%.

De acuerdo con los objetivos específicos establecidos en el capítulo 1, hemos extraído las siguientes conclusiones que resumen las principales aportaciones de esta tesis:

**Objetivo 1: Integrar la metodología propuesta en el marco general de riesgo del IPCC (2014).**

- La contribución de los arrecifes de coral y manglares para reducir el impacto de las amenazas ha sido el eje principal de este estudio. Hemos demostrado la capacidad de estos ecosistemas para atenuar la energía del oleaje y la marea meteorológica, mitigando, así, los efectos de la inundación costera.
- Se ha valorado también el efecto directo sobre la exposición a la inundación de personas y capital construido, y se ha visto que en presencia de ecosistemas la exposición disminuye. Sin embargo, no hemos considerado la capacidad de los ecosistemas para atraer personas, infraestructuras y negocios a su entorno, aunque somos conscientes de que se trata de una variable a tener en cuenta en escenarios futuros que contemplen los efectos del cambio climático.
- La vulnerabilidad de las infraestructuras en costa la hemos incluido mediante funciones de daño. Estas funciones tienen en cuenta las características de los elementos valorados, incluyendo su localización, por lo que, de forma implícita, está incluido el efecto de la presencia de ecosistemas.

**Objetivo 2: Basar la metodología propuesta en la técnica de “avoided damage cost”, garantizando la integración del mejor conocimiento posible y su aplicación en un marco probabilístico.**

- La metodología propone unificar los valores económicos expresando el capital construido en términos de dólares internacionales de 2007, para que los valores obtenidos sean comparables a escala global.
- Hemos demostrado que el método valoración “damage avoided cost”, o “daños evitados”, se trata de una estrategia consistente, porque mide las consecuencias reales sin especular en los costes de reemplazamiento, que son diferentes en cada país o región.
- En los capítulos 3 y 5 hemos implementado la metodología en distintos ecosistemas y hemos obtenido globalmente el valor del servicio de protección tanto de arrecifes de coral como de manglares. No obstante, para que estos valores sean comparables entre sí y con el coste de otras medidas alternativas de defensa de la costa (ej. soluciones artificiales), hemos recurrido a valores unitarios en los que se divide el resultado obtenido por la superficie de cada ecosistema.
- Para hacer un estudio probabilístico del riesgo necesitamos disponer de series históricas de las dinámicas oceanográficas y mantener la significancia estadística a lo largo de los cinco pasos de la metodología. Esto lo hemos hecho en cada capítulo de aplicación (3, 4, 5) y en el de comparación de escalas (6), en los que el resultado final lo hemos expresado en términos de Valones Anuales Esperados.
- Si las series de alguna de las dinámicas no es suficientemente extensa, se puede recurrir a técnicas de simulación estocástica de eventos y obtener series sintéticas de mayor longitud. En el capítulo 6 se ha demostrado que aumentar, por ejemplo, las series temporales de ciclones tropicales mejora un 23% la precisión de la valoración del servicio ecosistémico de protección.
- Si seguimos un enfoque probabilístico, podremos controlar la incertidumbre en cada paso.

**Objetivo 3: Dotar a la metodología de la flexibilidad necesaria para afrontar evaluaciones de diferentes servicios (ej. protección frente a la erosión), escalas temporales (ej. cambio climático) y espaciales (de local a global), así como considerar diferentes o múltiples ecosistemas costeros.**

- Hemos aplicado los cinco pasos de la metodología a diferentes escalas (global, nacional y local) para valorar diferentes ecosistemas, adaptándonos a la disponibilidad de datos y recursos computacionales de cálculo. Pero al final, en el estudio global de corales y manglares, pese a seguir estrategias diferentes, hemos llegado a valores comparables entre sí.
- En el capítulo 6 hemos comparado distintos enfoques en la misma zona de estudio para demostrar la flexibilidad de la metodología y valorar las fuentes y magnitud de los errores asociados a cada nivel de detalle de análisis.

**Objetivo 4: Realizar evaluaciones específicas para diferentes ecosistemas costeros (arrecifes de coral y manglares), a diferentes escalas espaciales (global, nacional y local).**



- En el capítulo 3 damos respuesta a este objetivo, con la obtención del beneficio global, agregado a partir de unidades de 20 km de longitud de costa.
- Los arrecifes de coral protegen anualmente más capital construido (90%) que capital humano y social (80%) y que superficie del terreno (60%), por lo que se puede deducir que las zonas de costa donde está presente este ecosistema alberga infraestructuras de gran valor y poca densidad poblacional.
- La mayor protección recibida de los arrecifes de coral se produce para eventos de inundación de 100 años de periodo de retorno, que está valorada en torno a 112 billones int\$.
- Entre Indonesia, Filipinas, Malasia, México y Cuba se reparte el 70% del beneficio económico de protección de los arrecifes de coral del mundo.
- Las Islas Caimán, Belice, Cuba, Granada y Jamaica son los cinco países donde mayor porcentaje del PIB está amenazado por la inundación en caso de perder los corales existentes a día a de hoy.
- Las ciudades de Singapur (República de Singapur) y Kuala Lumpur (Malasia) serían las más afectadas en caso de perder los arrecifes, con más de 50 millones de dólares anuales en infraestructuras.
- Entre Vietnam, Malasia, Camboya y Tailandia hay 20 ciudades con más de 3.000 personas directamente expuestas a la inundación cada año, si se pierden los arrecifes de coral.
- El capítulo 5 evalúa globalmente el valor de los manglares como barreras de defensa contra la inundación costera, agregando valores cada 20 km de costa en todo el mundo.
- Los manglares, al contrario que los corales, protegen anualmente más capital humano y social (28%), y superficie de terreno (29%) que capital construido (9%). Esto permite deducir que este ecosistema protege principalmente zonas con pocos recursos pero muy pobladas.
- Los manglares ofrecen once veces más protección frente a eventos extremos locales, como los ciclones, que frente a condiciones climáticas regulares.
- Los daños evitados ante eventos de inundación de periodos de retorno altos (100 años) son significativamente superiores (269 bill. Int\$) a los correspondientes a eventos más frecuentes (92 bill. Int\$ para una inundación de 10 años de periodo de retorno).
- México, Guyana, Bahamas, Belice, Filipinas concentran el 40% del capital construido protegido en el mundo por los manglares. Este top 5 del ranking de países tiene menos peso que el top 5 del ranking de arrecifes de coral (70%), por lo que se deduce que los beneficios económicos de los manglares están más repartidos por el mundo que los arrecifes.
- Guyana, Belice, Bahamas, Mozambique y Madagascar son los países donde mayor porcentaje del PIB (>5%) está amenazado por la inundación en caso de perder los manglares existentes a día a de hoy.

- San Juan (Puerto Rico), y Georgetown (Guyana), Cancún (México) y Nassau (Bahamas) son las dos ciudades con más capital construido en zona protegida por los manglares, superando los 2.000 millones de dólares anuales.

**Objetivo 5: Analizar las fuentes y orden de magnitud de los errores en función de las aproximaciones, bases de datos y técnicas utilizadas en la aplicación de la metodología.**

- En el capítulo 6 se han comparado los resultados de aplicar la metodología con diferentes niveles de calidad de datos, herramientas y resolución espacial. Cada mejora en la calidad de las bases de datos y modelos se ha comparado tomando como referencia el caso de disponibilidad de datos de calidad y modelos de alta resolución.
- Las mejoras en las que más interesa invertir para reducir los errores de las valoraciones del servicio de protección frente a inundación, enumeradas ordenadamente, son las siguientes: aumento de la resolución del modelo digital del terreno, incremento temporal de las series de ciclones tropicales, aumento de la resolución de las bases de datos socioeconómicas, incremento de la discretización de la costa y uso de modelos de procesos para simular la inundación.
- Un aumento de resolución espacial del modelo digital del terreno, pasando de 90 m a 5 m, supone una mejora de un 62,34% en la estimación de daños por inundación.
- Un aumento de la cantidad de datos de las series temporales de ciclones tropicales supone mejorar las estimaciones en un 20%.
- Medidas aisladas, como aumentar la discretización de la costa o utilizar modelos de inundación sofisticados, no aportan ninguna mejora por sí mismas, sino en combinación con otras medidas, generalmente cuando van acompañadas de un modelo digital del terreno de alta resolución.

**Objetivo 6: Obtener valores globales y unitarios de indicadores económicos del servicio de protección frente a la inundación para arrecifes de coral y manglares.**

- Los valores globales, nacionales y locales obtenidos para arrecifes de coral y manglares en todo el mundo no son comparables a menos que se ponderen por el área de cada ecosistema, respectivamente.
- En términos de superficie de terreno, cada hectárea de manglar evita que se inunden 0,03 hectáreas de terreno, por 0,02 de los corales.
- En términos de población expuesta a la inundación, los manglares protegen a 95 personas cada año, por las 93 que protegen los corales.
- En términos económicos la balanza cae del lado de los arrecifes de coral, cuyo valor monetario por hectárea es de 1.184 int\$, por los 461 int\$ de los manglares.
- Como el valor unitario de cada ecosistema ha sido calculado también a pequeña escala, se puede obtener la máxima inversión en conservación y restauración de los ecosistemas para que estas medidas sean rentables económicamente, en lugar de optar por soluciones artificiales, tradicionalmente más costosas.

**Objetivo 7: Analizar la potencial aplicación de los resultados de la metodología a desarrollar en las políticas, estrategias y planificación ambiental y territorial, desde el ámbito local al internacional.**

- En los capítulos 3, 4, 5 y 6 se han analizado las implicaciones políticas y de planificación que pueden surgir a partir de un estudio de valoración de los servicios ecosistémicos.
- Se han utilizado indicadores económicos estandarizados que permiten medir uniformemente y comparar el valor de diferentes ecosistemas y de distintas localizaciones geográficas, con el fin de facilitar el uso de estos valores en las tomas de decisiones y en la planificación ambiental.

## 7.2 Contribuciones científicas

Este trabajo ha propiciado varias contribuciones científicas en forma de artículos, conferencias, posters e informes, que se muestran a continuación siguiendo la estructura de la propia tesis:

### CONTRIBUCIONES DEL CAPÍTULO 2

#### **Artículos científicos**

Menéndez, P., Losada, I. J., Beck, M. W. y Reguero, B.G. (2018) Barreras naturales para la defensa de la costa: marco estratégico y aplicaciones. *Ingeniería del agua*. (En revisión).

#### **Conferencias y resúmenes:**

Menéndez, P., Losada, I. J., Beck, M. W. y Reguero, B. G. (2017) Barreras naturales para la defensa de la costa: marco estratégico y aplicaciones. *XIV Jornadas Españolas de Ingeniería de Costas y Puertos*, Alicante, España (presentación oral).

Menéndez, P., Losada, I. J. (2017) Assessing the role of ecosystems for coastal protection under climate change scenarios. *8th international Short Conference on Applied Coastal Research (SCACR)*, Santander, España (presentación oral).

Menéndez, P., Losada, I. J., Beck, M. W., Reguero, B. G. (2018). Assessing the role of coral reefs and mangroves for coastal flood protection under climate change scenarios. ESP Europe Conference 2018. *Ecosystem Services in a Changing World: moving from theory to practice*. San Sebastián, España (presentación oral).

### CONTRIBUCIONES DEL CAPÍTULO 3

#### **Capítulo de libro:**

Beck, M.W., Losada, I.J., Menéndez, P., Reguero, B.G., Burke, L. (2016). A host of services: Wave breaking. In: *Atlas of Ocean Wealth*. Editors: Spalding, M., Brumbaugh, R.D and Landis, E. *The Nature Conservancy*. Arlington, VA. ISBN-13.978-0-9977069-1-8

**Artículos científicos:**

Beck, M. W., Losada, I. J., Menéndez, P., Reguero, B. G., Díaz-Simal, P., & Fernandez, F. (2018). The global flood protection savings provided by coral reefs. *Nature Communications*, 9(1), 2186. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04568-z>

**Congresos, resúmenes y posters:**

Menéndez, P., Losada, I. J., Beck, M. W. y Reguero, B. G., Díaz-Simal P., Fernández F. (2015) Valuing the coastal protection of coral reefs. Póster presentado en el BC3 Summer School: *Climate change: on the road to Paris*, San Sebastian, España (Póster).

Menéndez, P., Losada, I. J., Beck, M. W. y Reguero, B. G., Díaz-Simal P., Fernández F. (2015) Valuing the coastal protection of coral reefs. Póster presentado en las *II Jornadas de Jóvenes Investigadores*, Santander, España (Póster).

**Bases de datos:**

The Nature Conservancy (2016). The Nature Conservancy's mapping ocean wealth project (<http://oceanwealth.org/>). Datos disponibles online en <http://maps.oceanwealth.org/>.

**CONTRIBUCIONES DEL CAPÍTULO 4****Artículos científicos:**

Menéndez, P., Losada, I. J., Beck, M. W., Torres-Ortega, S., Espejo, A., Narayan, S., Lange, G.-M. (2018). Valuing the protection services of mangroves at national scale: The Philippines. *Ecosystem Services*, 34(Part A), 24–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.09.005>

**Informes técnicos:**

Losada, I.J., Beck, M., Menéndez, P., Espejo, A., Torres, S., Díaz-Simal, P., Fernandez, F., Abad, S., Ripoll, N., Garcia, J., 2017. Valuing Protective Services of Mangroves in the Philippines. *World Bank*, Washington, DC. <http://hdl.handle.net/10986/27666>

**CONTRIBUCIONES DEL CAPÍTULO 5****Artículos científicos:**

Menéndez, P., Losada, I. J., Beck, M. W., Narayan, S., & Torres-Ortega, S. (2019). Global Flood Protection Savings of Mangroves. *Nature Sustainability* (en preparación).

**Informes técnicos:**

Losada, I.J., Menéndez, P., Espejo, A., Torres, S., Díaz-Simal, P., Abad, S., Beck, M.W., Narayan, S., Trespalacios, D., Pfliegner, K., Mucke, P., Kirch, L., 2018. The global value of mangroves for risk reduction. Technical Report. Berlin. <https://doi.org/10.7291/V9DV1H2S>.

Beck, M.W., Narayan, S., Trespalacios, D., Pfliegner, K., Losada, I.J., Menéndez, P., Espejo, A., Torres, S., Díaz-Simal, P., Abad, S., Mucke, P., Kirch, L., 2018. The Global Value of Mangroves for Risk Reduction. Summary Report. Berlin. <https://doi.org/10.7291/V9930RBC>.

## CONTRIBUCIONES DEL CAPÍTULO 6

**Artículos científicos:**

Menéndez, P., Losada, Í. J., Torres-Ortega, S., Toimil, A., & Beck, M. W. (2018). Assessing the effects of using high-quality data and high-resolution models in valuing flood protection services of mangroves. *PLoS ONE*. (en revisión).

**Conferencias y resúmenes:**

Reguero, B.G., Toimil, A., Escudero, M., Menéndez, P., Losada, I.J., Beck, M.W. (2016), Valuating the risk reduction of coastal ecosystems in data poor environments: an application in Quintana Roo, México, *AGU Fall Meeting, San Francisco, USA* (resumen de presentación oral).

Menéndez, P.; Losada, I. J., Beck, M. W., Reguero, B. G. (2018). Assessing the benefits of using high resolution data and models in valuing flood protection services: a case study in the Philippines. ESP Europe Conference 2018. *Ecosystem Services in a Changing World: moving from theory to practice*. San Sebastián, España (presentación oral).

## 7.3 Futuras líneas de investigación

Aunque esta tesis doctoral ha cubierto algunas de las carencias detectadas en materia de valoración de servicios ecosistémicos, aún quedan muchos frentes abiertos que ayudarán a mejorar las valoraciones socioeconómicas, no solo presentes, sino futuras, de los recursos naturales. La línea principal a seguir está destinada a mejorar la metodología de valoración, extendiéndola a un rango más amplio de servicios y ecosistemas. Los aspectos concretos se describen a continuación:

**Línea a seguir con el propósito de mejorar los métodos de valoración de servicios ecosistémicos:**

- **Valorar otros servicios:** La metodología presentada se centra exclusivamente en un servicio, el de protección frente a inundación. Si bien es cierto, y se menciona a lo largo de la tesis, que los cinco pasos que la conforman son también aplicables a otros servicios de protección, como el de erosión, no lo serían a servicios de otras categorías, como la de aprovisionamiento, soporte o cultural. Este trabajo es un ejemplo de que se puede proponer un método riguroso para valorar los ecosistemas, y, por tanto, se espera replicar la misma estrategia seguida en esta tesis, con el objetivo de proponer metodologías para valorar otros servicios.
- **Valorar otros ecosistemas:** En esta tesis nos hemos centrado en dos de los ecosistemas marinos que mayor servicio de protección aportan frente a la inundación, pero no son los únicos. Se espera ampliar el rango de implementación a otros hábitats como las praderas submarinas, la vegetación de marismas, las playas y las dunas. Obtener valoraciones globales a tan alta resolución (20 km) de otros ecosistemas, además de arrecifes de coral y manglares, aumentará el espectro de soluciones alternativas a tener en cuenta en los planes de actuación de la costa.

- **Estudiar el efecto conjunto de varios ecosistemas:** Otro punto interesante, y que no se cubre en esta tesis, es el efecto conjunto de todos los ecosistemas presentes. Como el objetivo es valorar independientemente cada ecosistema, se está obviando la contribución de otros recursos naturales, pero una valoración conjunta nos daría información real del impacto de inundación en costa.
- **Incluir el cambio climático en las valoraciones:** Además de calcular el valor actual de los ecosistemas, es interesante conocer el efecto del cambio climático sobre su capacidad de defensa, y obtener proyecciones del valor futuro de los recursos naturales.
- **Incluir la persistencia:** El valor del ecosistema se ha obtenido sin tener en cuenta la persistencia, es decir, hemos asumido que los eventos de inundación son independientes, que los ecosistemas no se deterioran entre dos eventos consecutivos (o se recuperan completamente) y que la exposición y vulnerabilidad son estáticas y no se modifican tras un episodio de inundación. Para predecir exactamente valores de largo plazo del servicio de protección, habría que tener en cuenta todos estos aspectos.
- **Mejorar la integración de los ecosistemas en el marco de riesgo del IPCC 2014:** Aún se debe dar un paso más y mejorar la integración de los servicios de protección en cada componente del marco de riesgo del IPCC (2014). Si bien hemos definido la forma en la que los ecosistemas modulan la magnitud y probabilidad de las amenazas, no hemos tenido en cuenta la implicación directa sobre la exposición y sobre la vulnerabilidad. Una línea de trabajo puede ir encaminada a investigar cómo la presencia de un ecosistema incide sobre la distribución demográfica y económica de su entorno. Otra camino a seguir consistiría en aplicar una función de vulnerabilidad distinta en caso de que haya ecosistema o en caso de que no lo haya.
- **Utilizar modelos sobre mallas estructuradas globales:** La definición de las dinámicas marinas “offshore” producidas por ciclones tropicales debe mejorarse mediante modelos de circulación atmosférica y oceánica, como ADCIRC. Se están creando mallas no estructuradas en todo el mundo, y de resolución variable, pero aún están en fase de desarrollo. Cuando se consigan mallas estables que permitan simular cualquier evento de ciclones tropicales, podremos estudiar al detalle el clima extremo, sin tener que recurrir a formulaciones semiempíricas ni modelos de regresión.
- **Modelar por separado zonas de costa complejas (ej. bahías):** Sería interesante, también, mejorar el modelado a escala global de las dinámicas marinas en aquellas zonas de costa condicionadas por configuraciones complejas (ej. islas, pequeñas bahías, estuarios, etc.). Por tanto, se debería abrir una línea de trabajo encaminada a resolver los procesos específicamente en estas zonas.
- **Caracterización física de los ecosistemas a escala global:** El modelado de los procesos físicos de la interacción de las olas y niveles con la vegetación es altamente dependiente de la parametrización del ecosistema. Un gran avance sería monitorear con detalle (<1km) cada capa

de vegetación y caracterizarla según su geometría y estructura. A escala local es posible disponer de datos, pero a escala global hay que asumir hipótesis sobre los ecosistemas: rugosidad, forma, densidad, etc.

- **Modelar la inundación como proceso no estacionario:** La inundación calculada es siempre estacionaria y solo tiene en cuenta el instante de mayor alcance de la lámina de agua. Incluir la dependencia temporal de cada episodio de inundación es uno de los objetivos de las futuras líneas de trabajo. Al considerar la dependencia temporal abrimos el abanico de variables físicas que pueden producir impactos en la costa, como la velocidad de entrada de agua y las consiguientes fuerzas sobre las infraestructuras costeras.
- **Crear y aplicar curvas de vulnerabilidad multivariadas:** En relación con las curvas de daño o vulnerabilidad, si incluimos la dependencia temporal de los procesos de inundación y conocemos las velocidades de corriente, las fuerzas y el tiempo que los elementos expuestos están inundados, podremos obtener curvas de daño multivariadas y más precisas.
- **Capitalizar el valor humano y social de los servicios ecosistémicos:** La forma de cuantificar los daños por inundación se ha hecho en base al número de personas expuestas y capital construido destruido. Una opción para futuras aplicaciones sería transformar las personas en capital humano y capital social, es decir, en términos monetarios y comparables con la cuantificación del capital construido. Esto sería especialmente útil en muchas zonas protegidas por manglares, cuyo beneficio tiene un mayor peso social y humano que económico, pero que, lamentablemente, no suele tenerse en cuenta al establecer la rentabilidad de conservar el ecosistema.
- **Valoración económica multisectorial:** También pueden valorarse las pérdidas, no solo en función del capital construido destruido, sino en función de otros aspectos como el cese de actividad. Conocer la implicación sobre las actividades económicas a escala global es difícil debido a la falta de uniformidad en la información de cada localización. Por tanto, esta línea aún está poco desarrollada.





# Bibliografía

- Alegana, V.A., Atkinson, P.M., Pezzulo, C., Sorichetta, A., Weiss, D., Bird, T., Erbach-Schoenberg, E., Tatem, A.J., 2015. Fine resolution mapping of population age-structures for health and development applications. *J. R. Soc. Interface* 12, 20150073-. <https://doi.org/10.1098/rsif.2015.0073>
- Alongi, D., 2009. *The energetics of mangrove forests*. Springer Science & Business Media, Media BV, New York.
- Alongi, D.M., 2008. Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 76, 1–13.
- Alongi, D.M., 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environ. Conserv.* 29, 331–349. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000231>
- Alvarez-Filip, L., Alvarez-Filip, L., Dulvy, N.K., Dulvy, N.K., Gill, J. a, Gill, J. a, Côté, I.M., Côté, I.M., Watkinson, A.R., Watkinson, A.R., 2009. Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 276, 3019–25. <https://doi.org/10.1098/rspb.2009.0339>
- Alves, J.H.G.M., Tolman, H.L., Chao, Y.Y., 2004. *Hurricane-Generated Wind-Wave Research At Noaa / Ncep*, NCEP Marine Modeling and Analysis Branch.
- Anderson, M., Smith, J., McKay, S., 2011. Wave dissipation by vegetation. *Coastal and Hydraulics Engineering Technical Note ERDC/CHL CHETN-I-82*. U.S. US Army Corps Eng. Eng. Res. Dev. Cent. Vicksburg, MS. 22 pp.
- Apotsos, A., Raubenheimer, B., Elgar, S., Guza, R.T., Smith, J.A., 2007. Effects of wave rollers and bottom stress on wave setup. *J. Geophys. Res. Ocean.* 112, 1–10. <https://doi.org/10.1029/2006JC003549>
- Arkema, K.K., Verutes, G.M., Wood, S.A., Clarke-Samuels, C., Rosado, S., Canto, M., Rosenthal, A., Ruckelshaus, M., Guannel, G., Toft, J., Faries, J., Silver, J.M., Griffin, R., Guerry, A.D., 2015. Embedding ecosystem services in coastal planning leads to better outcomes for people and nature. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 7390–7395. <https://doi.org/10.1073/pnas.1406483112>
- Arnell, N.W., 1989. Expected annual damages and uncertainties in flood frequency estimation. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 115, 94–107. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(1989\)115:1\(94\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(1989)115:1(94))
- Asano, T., Deguchi, H., Kobayashi, N., 1992. Interaction between water waves and vegetation., in: *Proceeding 23rd International Coastal Engineering Conference 1992*. Vol 3. pp. 2709–2723.
- Ateweberhan, M., Feary, D.A., Keshavmurthy, S., Chen, A., Schleyer, M.H., Sheppard, C.R.C., 2013. Climate change impacts on coral reefs: Synergies with local effects, possibilities for acclimation, and management implications. *Mar. Pollut. Bull.* 74, 526–539.

- <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.011>
- Augustin, L.N., Irish, J.L., Lynett, P., 2009. Laboratory and numerical studies of wave damping by emergent and near-emergent wetland vegetation. *Coast. Eng.* 56, 332–340.  
<https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2008.09.004>
- Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Waage, S., Winthrop, R., 2013. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosyst. Serv.* 5, 27–39.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004>
- Barbier, E.B., 2015. Valuing the storm protection service of estuarine and coastal ecosystems. *Ecosyst. Serv.* 11, 32–38.
- Barbier, E.B., 2007. Valuing ecosystem services as productive inputs. *Econ. Policy* 22, 178–229.  
<https://doi.org/10.1111/j.1468-0327.2007.00174.x>
- Barbier, E.B., Georgiou, I.Y., Enchelmeyer, B., Reed, D.J., 2013. The Value of Wetlands in Protecting Southeast Louisiana from Hurricane Storm Surges. *PLoS One* 8, 1–6.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0058715>
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Kock, E.W., Stier, A.C., Sillman, B.R., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol. Monogr.* 81, 169–193.  
<https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Barbier, E.B., Koch, E.W., Silliman, B.R., Hacker, S.D., Wolanski, E., Primavera, J., Granek, E.F., Polasky, S., Aswani, S., Cramer, L.A., 2008. Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science* (80-. ). 319, 321–323.
- Baugh, C.A., Bates, P.D., Schumann, G., Trigg, M.A., 2013. SRTM vegetation removal and hydrodynamic modeling accuracy. *Water Resour. Res.* 49, 5276–5289.  
<https://doi.org/10.1002/wrcr.20412>
- Bayraktarov, E., Saunders, M.I., Abdullah, S., Mills, M., Beher, J., Possingham, H.P., Mumby, P.J., Lovelock, C.E., 2016. The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecol. Appl.* 26, 1055–1074. <https://doi.org/10.1890/15-1077>
- Beck, M.W., Lange, G.M., 2016. *Managing Coasts with Natural Solutions: Guidelines for Measuring and Valuing the Coastal Protection Services of Mangroves and Coral Reefs*. Washington DC.
- Beck, M.W., Brumbaugh, R.D., Airolidi, L., Carranza, A., Coen, L.D., Crawford, C., Defeo, O., Edgar, G.J., Hancock, B., Kay, M.C., 2011. Oyster reefs at risk and recommendations for conservation, restoration, and management. *Bioscience* 61, 107–116.
- Beddow, R., Costanza, R., Farley, J., Garza, E., Kent, J., Kubiszewski, I., Martinez, L., McCowen, T., Murphy, K., Myers, N., Ogden, Z., Stapleton, K., Woodward, J., 2009. Overcoming systemic roadblocks to sustainability: The evolutionary redesign of worldviews, institutions, and technologies. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106, 2483–2489. <https://doi.org/10.1073/pnas.0812570106>
- Bertin, X., de Bakker, A., van Dongeren, A., Coco, G., André, G., Arduin, F., Bonneton, P., Bouchette, F., Castelle, B., Crawford, W.C., Davidson, M., Deen, M., Dodet, G., Guérin, T., Inch, K., Leckler, F., McCall, R., Muller, H., Olabarrieta, M., Roelvink, D., Ruessink, G., Sous, D., Stutzmann, É., Tissier, M., 2018. Infragravity waves: From driving mechanisms to impacts. *Earth-Science Rev.* 177, 774–799. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.01.002>
- Bilkovic, D.M., Mitchell, M., Mason, P., Duhring, K., 2016. The Role of Living Shorelines as Estuarine Habitat Conservation Strategies. *Coast. Manag.* 44, 161–174.  
<https://doi.org/10.1080/08920753.2016.1160201>
- Boardman, A.E., Greenberg, D.H., Vining, A.R., Weimer, D.L., 2017. *Cost-benefit analysis: concepts and practice*. Cambridge University Press.
- Booij, N., Ris, R.C., Holthuijsen, L.H., 1999. A third-generation wave model for coastal regions: 1.

- Model description and validation. *J. Geophys. Res.* 104, 7649–7666.  
<https://doi.org/10.1029/98JC02622>
- Bouma, T.J., van Belzen, J., Balke, T., Zhu, Z., Airolidi, L., Blight, A.J., Davies, A.J., Galvan, C., Hawkins, S.J., Hoggart, S.P.G., Lara, J.L., Losada, I.J., Maza, M., Ondiviela, B., Skov, M.W., Strain, E.M., Thompson, R.C., Yang, S., Zanuttigh, B., Zhang, L., Herman, P.M.J., 2014. Identifying knowledge gaps hampering application of intertidal habitats in coastal protection: Opportunities & steps to take. *Coast. Eng.* 87, 147–157.  
<https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.11.014>
- Boumans, R.M.J., Constanza, R., Farley, J., Wilson, M.A., Rotmans, J., Portela, R., Grasso, M., 2002. Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. Special issue: the dynamics and value of ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives. *Ecol. Econ.* 41, 529–560.
- Boyer, T., Polasky, S., 2004. Valuing urban wetlands: A review of non-market valuation studies. *Wetlands* 24, 744–755. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0744:VUWARO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0744:VUWARO]2.0.CO;2)
- Boynton, A., 2003. Valuing Human Capital (Doctoral dissertation). Marylhurst University.
- Brander, L.M., Wagtendonk, A.J., Hussain, S.S., Mcvittie, A., Verburg, P.H., Groot, R.S. De, Ploeg, S. Van Der, 2012. Ecosystem service values for mangroves in Southeast Asia : A meta-analysis and value transfer application. *Ecosyst. Serv.* 1, 62–69.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.003>
- Bravo, D.R., 1996. Restoration and management of the Pagbilao Mangrove Genetic Resource Area, in: *Proceedings of Ecotone IV, Ecology and Management of Mangrove Restoration and Regeneration in East and Southeast Asia*. National MAB Committee and Thailand, national MAB Committee of Japan and UNESCO Regional Office for Science and Technology, pp. 190–213.
- Bricker, J.D., Takagi, H., Mas, E., Kure, S., Adriano, B., Yi, C., Roeber, V., 2014. Spatial variation of damage due to storm surge and waves during Typhoon Haiyan in the Philippines. *Publ. Japan Soc. Civ. Eng. Serv. B2 (Coastal Eng. )* 70, I\_231-I\_235.
- Bridges, A., 2008. The effect of model seagrass on wave runup: A laboratory investigation (Doctoral dissertation). University of Delaware.
- Brinkman, R.M., 2006. Wave attenuation in mangrove forests: an investigation through field and theoretical studies (Doctoral dissertation). James Cook University.
- Broekx, S., Smets, S., Liekens, I., Bulckaen, D., de Nocker, L., 2011. Designing a long-term flood risk management plan for the Scheldt estuary using a risk-based approach. *Nat. Hazards* 57, 245–266.  
<https://doi.org/10.1007/s11069-010-9610-x>
- Brown, G., Fagerholm, N., 2015. Empirical PPGIS / PGIS mapping of ecosystem services : A review and evaluation. *Ecosyst. Serv.* 13, 119–133. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.007>
- Buddemeier, R.W., Smith, S.V., 1988. Coral Reefs predictions and suggestions for long-term research. *Coral Reefs* 7, 51–56.
- Bulleri, F., Chapman, M., 2015. Artificial physical structures. Chapter 7, in: Crowe, T., Frid, C. (Eds.), *Marine Ecosystems: Human Impacts on Biodiversity, Functioning and Services*. Cambridge University Press, p. 167.
- Bulleri, F., Chapman, M.G., 2010. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *J. Appl. Ecol.* 47, 26–35. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01751.x>
- Burke, L., Reyttar, K., Spaulding, M., Allison, P., 2011. *Reefs at Risk Revisited*. World Resources Institute, Washington DC.

- Burkhard, B., Crossman, N., Nedkov, S., Petz, K., Alkemade, R., 2013. Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice. *Ecosyst. Serv.* 1–3.
- Camacho, V., Luna, a, 2012. Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Rev. Bio Ciencias* 1, 3–15. [https://doi.org/10.15741/rev\\_bio\\_ciencias.v1i4.19](https://doi.org/10.15741/rev_bio_ciencias.v1i4.19)
- Camus, P., Mendez, F.J., Medina, R., 2011a. A hybrid efficient method to downscale wave climate to coastal areas. *Coast. Eng.* 58, 851–862. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2011.05.007>
- Camus, P., Mendez, F.J., Medina, R., Cofiño, A.S., 2011b. Analysis of clustering and selection algorithms for the study of multivariate wave climate. *Coast. Eng.* 58, 453–462. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2011.02.003>
- Camus, P., Mendez, F.J., Medina, R., Tomas, A., Izaguirre, C., 2013. High resolution downscaled ocean waves (DOW) reanalysis in coastal areas. *Coast. Eng.* 72, 56–68. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2012.09.002>
- Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University, 2016. Gridded Population of the World, Version 4 (GPWv4): Population Count. NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC), Palisades, NY. <https://doi.org/10.7927/H4X63JVC>
- Chaikaew, P., Hodges, A.W., Grunwald, S., 2017. Estimating the value of ecosystem services in a mixed-use watershed: A choice experiment approach. *Ecosyst. Serv.* 23, 228–237. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.015>
- Chapman, M.G., 2003. Paucity of mobile species on constructed seawalls: Effects of urbanization on biodiversity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 264, 21–29. <https://doi.org/10.3354/meps264021>
- Chapman, M.G., Underwood, A.J., 2011. Evaluation of ecological engineering of “armoured” shorelines to improve their value as habitat. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 400, 302–313. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.02.025>
- Church, J.A., White, N.J., 2011. Sea-Level Rise from the Late 19th to the Early 21st Century. *Surv. Geophys.* 32, 585–602. <https://doi.org/10.1007/s10712-011-9119-1>
- Church, J.A., White, N.J., Coleman, R., Lambeck, K., Mitrovica, J.X., 2004. Estimates of the regional distribution of sea level rise over the 1950–2000 period. *J. Clim.* 17, 2609–2625. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2004\)017<2609:EOTRDO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2004)017<2609:EOTRDO>2.0.CO;2)
- Cid, A., Camus, P., Castanedo, S., Méndez, F.J., Medina, R., 2017. Global reconstructed daily surge levels from the 20th Century Reanalysis (1871–2010). *Glob. Planet. Change* 148, 9–21. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.11.006>
- Cinner, J.E., Huchery, C., MacNeil, M.A., Graham, N.A.J., McClanahan, T.R., Maina, J., Maire, E., Kittinger, J.N., Hicks, C.C., Mora, C., 2016. Bright spots among the world’s coral reefs. *Nature* 535, 416.
- Clark, S., Edwards, A.J., 1999. An evaluation of artificial reef structures as tools for marine habitat rehabilitation in the Maldives. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 9, 5–21.
- Clark, S., Edwards, A.J., 1995. Coral transplantation as an aid to reef rehabilitation: evaluation of a case study in the Maldivian Islands. *Coral reefs* 14, 201–213.
- Cleveland, C.J., Stern, D.I., Costanza, R., 2001. The economics of nature and the nature of economics. Edward Elgar Publishing.
- Colgan, C.S., Beck, M.W., Narayan, S., 2017. Financing Natural Infrastructure for Coastal Flood Damage Reduction. Lloyd’s Tercentenary Res. Found. London.
- Compo, G.P., Whitaker, J.S., Sardeshmukh, P.D., Matsui, N., Allan, R.J., Yin, X., Gleason, B.E., Vose, R.S., Rutledge, G., Bessemoulin, P., BroNnimann, S., Brunet, M., Crouthamel, R.I., Grant, A.N., Groisman, P.Y., Jones, P.D., Kruk, M.C., Kruger, A.C., Marshall, G.J., Maugeri, M., Mok,

- H.Y., Nordli, O., Ross, T.F., Trigo, R.M., Wang, X.L., Woodruff, S.D., Worley, S.J., 2011. The Twentieth Century Reanalysis Project. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 137, 1–28. <https://doi.org/10.1002/qj.776>
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., Daly, H.E., Bartholomew, J.A., 1992. Goals, agenda and policy recommendations for ecological economics. *Environ. Account. Sustain. Dev.* 3, 1–12.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob. Environ. Chang.* 26, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Costanza, R., Farber, S.C., Maxwell, J., 1989. Valuation and management of wetland ecosystems. *Ecol. Econ.* 1, 335–361. [https://doi.org/10.1016/0921-8009\(89\)90014-1](https://doi.org/10.1016/0921-8009(89)90014-1)
- Costanza, R., Farley, J., 2007. Ecological economics of coastal disasters: Introduction to the special issue. *Ecol. Econ.* 63, 249–253. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.03.002>
- Costanza, R., Groot, R. De, Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., Grasso, M., 2017. Twenty years of ecosystem services : How far have we come and how far do we still need to go ? *Ecosyst. Serv.* 28, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>
- Dafforn, K.A., Johnston, E.L., Glasby, T.M., 2009. Shallow moving structures promote marine invader dominance. *Biofouling* 25, 277–287. <https://doi.org/10.1080/08927010802710618>
- Daily, G.C., 1997. *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, United States of America. <https://doi.org/doi:10.1017/S1367943098221123>
- Dalrymple, R.A., Kirby, J.T., Hwang, P.A., 1984. Wave Diffraction Due To Areas of Energy-Dissipation. *J. Waterw. Port Coast. Ocean Eng.* 110, 67–79.
- de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosyst. Serv.* 1, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
- De Groot Rudolf; Fisher Brendan; Christie Mike, 2010. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. *Econ. Ecosyst. Biodivers. Ecol. Econ. Found.* 1–422. <https://doi.org/10.1017/s1355770x11000088>
- Dean, R.G., Bender, C.J., 2006. Static wave setup with emphasis on damping effects by vegetation and bottom friction. *Coast. Eng.* 53, 149–156. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2005.10.005>
- Dean, R.G., Dalrymple, R.A., 1991. *Water wave mechanics for engineers and scientists*. world scientific publishing Co Inc.
- Deville, P., Linard, C., Martin, S., Gilbert, M., Stevens, F.R., Gaughan, A.E., Blondel, V.D., Tatem, A.J., 2014. Dynamic population mapping using mobile phone data. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111, 15888–15893. <https://doi.org/10.1073/pnas.1408439111>
- Duarte, C.M., Losada, I.J., Hendriks, I.E., Mazarrasa, I., Marbà, N., 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nat. Clim. Chang.* 3, 961–968. <https://doi.org/10.1038/nclimate1970>
- Dubi, A., Tørum, A., 1997. Wave energy dissipation in kelp vegetation, in: *Proceeding 25th International Coastal Engineering Conference 1996*. New York, pp. 2625–2639.

- Dzau, V.J., Lurie, N., Tuckson, R. V, 2018. After Harvey, Irma, and Maria, an opportunity for better health—rebuilding our communities as we want them. *Am. Public Heal. Assoc.* 108, 32–33. <https://doi.org/10.2105/AJPH.2017.304194>
- Egbert, G.D., Bennett, A.F., Foreman, M.G.G., 1994. TOPEX/POSEIDON tides estimated using a global inverse model. *J. Geophys. Res. Ocean.* 99, 24821–24852.
- Egbert, G.D., Erofeeva, S.Y., 2002. Efficient inverse modeling of barotropic ocean tides. *J. Atmos. Ocean. Technol.* 19, 183–204. [https://doi.org/10.1175/1520-0426\(2002\)019%3C0183:EIMOBO%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(2002)019%3C0183:EIMOBO%3E2.0.CO;2)
- Elliott, M., Burdon, D., Hemingway, K.L., Apitz, S.E., 2007. Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: Confusing management and science - A revision of concepts. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 74, 349–366. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.05.034>
- Emanuel, K., 2012. Self-Stratification of Tropical Cyclone Outflow. Part II: Implications for Storm Intensification. *J. Atmos. Sci.* 69, 988–996. <https://doi.org/10.1175/JAS-D-11-0177.1>
- Emanuel, K., 2004. Tropical cyclone energetics and structure. *Atmos. Turbul. Mesoscale Meteorol.* 165–191. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511735035.010>.
- Emanuel, K.E.E., Avela, S.A.I.R., Ivant, E.M. V, Isi, C.A.R., 2006. A statistical deterministic approach to hurricane risk assessment. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 87, 299–314. <https://doi.org/10.1175/BAMS-87-3-299>
- Erkens, G., Sutanudjaja, E.H., 2015. Towards a global land subsidence map. *Proc. Int. Assoc. Hydrol. Sci.* 372, 83–87. <https://doi.org/10.5194/piahs-372-83-2015>
- Fabricius, K.E., De, G., Puotinen, M.L., Done, T., Timothy, F., Burgess, S.C., Cooper, F., 2013. Disturbance gradients on inshore and offshore coral reefs caused by a severe tropical cyclone. *Limnol. Oceanogr.* 53, 690–704.
- FAO, 2016. Valuing Coastal Ecosystems as Economic Assets. The importance of mangroves for food security and livelihoods among communities in Kilifi Country and the Tana Delta, Kenya. Rome. <https://doi.org/http://www.fao.org/3/a-i5689e.pdf>
- FAO, 2005. Global forest resources assessment 2005: Progress towards sustainable forest management. <https://doi.org/http://www.fao.org/forestry/8985-0111a23c0f0e01652d74651cdb5aca229.pdf>
- Farr, T.G., Rosen, P.A., Caro, E., Crippen, R., Duren, R., Hensley, S., Kobrick, M., Paller, M., Rodriguez, E., Roth, L., Seal, D., Shaffer, S., Shimada, J., Umland, J., Werner, M., Oskin, M., Burbank, D., Alsdorf, D., 2007. The Shuttle Radar Topography Mission. *Rev. Geophys.* 1–33. <https://doi.org/10.1029/2005RG000183>
- Feagin, R.A., Figlus, J., Zinnert, J.C., Sigren, J., Martínez, M.L., Silva, R., Smith, W.K., Cox, D., Young, D.R., Carter, G., 2015. Going with the flow or against the grain? The promise of vegetation for protecting beaches, dunes, and barrier islands from erosion. *Front. Ecol. Environ.* 13, 203–210. <https://doi.org/10.1890/140218>
- Ferrario, F., Beck, M.W., Storlazzi, C.D., Micheli, F., Shepard, C.C., Airolidi, L., 2014. The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. *Nat. Commun.* 5, 1–9. <https://doi.org/10.1038/ncomms4794>
- Fioramonti, L., 2014. How Numbers Rule the World: The Use and Abuse of Statistics in Global Politics. Zed Books, London.
- Fischenich, C., 2000. Resistance due to vegetation. ENGINEER RESEARCH AND DEVELOPMENT CENTER VICKSBURG MS ENVIRONMENTAL LAB.
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* 68, 643–653.

- Franklin, G., Mariño-Tapia, I., Torres-Freyermuth, A., 2013. Effects of reef roughness on wave setup and surf zone currents. *J. Coast. Res.* 165, 2005–2010. <https://doi.org/10.2112/SI65-339.1>
- Gamba, P., Houshmand, B., 2000. Digital surface models and building extraction: A comparison of IFSAR and LIDAR data. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 38, 1959–1968. <https://doi.org/10.1109/36.851777>
- Gao, J., 2009. Bathymetric mapping by means of remote sensing: Methods, accuracy and limitations. *Prog. Phys. Geogr.* 33, 103–116. <https://doi.org/10.1177/0309133309105657>
- Gaughan, A.E., Stevens, F.R., Linard, C., Jia, P., Tatem, A.J., 2013. High Resolution Population Distribution Maps for Southeast Asia in 2010 and 2015. *PLoS One* 8, e55882. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0055882>
- Gedan, K.B., Kirwan, M.L., Wolanski, E., Barbier, E.B., Silliman, B.R., 2011. The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: Answering recent challenges to the paradigm. *Clim. Change* 106, 7–29. <https://doi.org/10.1007/s10584-010-0003-7>
- Gesch, D.B., 2009. Analysis of Lidar Elevation Data for Improved Identification and Delineation of Lands Vulnerable to Sea-Level Rise. *J. Coast. Res.* SI, 49–58. <https://doi.org/10.2112/SI53-006.1>
- Gilman, E.L., Ellison, J., Duke, N.C., Field, C., 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. *Aquat. Bot.* 89, 237–250. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.009>
- Giri, C., Long, J., Abbas, S., Murali, R.M., Qamer, F.M., Pengra, B., Thau, D., 2015. Distribution and dynamics of mangrove forests of South Asia. *J. Environ. Manage.* 148, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.020>
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., Duke, N., 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20, 154–159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>
- Gittman, R.K., Popowich, A.M., Bruno, J.F., Peterson, C.H., 2014. Marshes with and without sills protect estuarine shorelines from erosion better than bulkheads during a Category 1 hurricane. *Ocean Coast. Manag.* 102, 94–102. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.09.016>
- Glynn, P.W., 1984. Widespread coral mortality and the 1982–83 El Niño warming event. *Environ. Conserv.* 11, 133–146.
- Gouldby, B., Lhomme, J., Mogahey, C., Panzeri, M., Hassan, M., Burgada, N.K., Orue, C.M., Jamieson, S., Wright, G., Damme, M. Van, Morris, M., 2012. A flood system risk analysis model with dynamic sub-element 2D inundation model , dynamic breach growth and life- loss, in: *Electrical Measuring Instruments and Measurements*. pp. 1–13.
- Gourlay, M.R., 1996a. Wave set-up on coral reefs. 1. Set-up and wave-generated flow on an idealised two dimensional horizontal reef. *Coast. Eng.* 27, 161–193. [https://doi.org/10.1016/0378-3839\(96\)00008-7](https://doi.org/10.1016/0378-3839(96)00008-7)
- Gourlay, M.R., 1996b. Wave set-up on coral reefs. 2. Set-up on reefs with various profiles. *Coast. Eng.* 28, 17–55. [https://doi.org/10.1016/0378-3839\(96\)00009-9](https://doi.org/10.1016/0378-3839(96)00009-9)
- Gourlay, M.R., Colleter, G., 2005. Wave-generated flow on coral reefs - An analysis for two-dimensional horizontal reef-tops with steep faces. *Coast. Eng.* 52, 353–387. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2004.11.007>
- Griffin, J., Latief, H., Kongko, W., Harig, S., Horspool, N., Hanung, R., Rojali, A., Maher, N., Fuchs, A., Hossen, J., 2015. An evaluation of onshore digital elevation models for modeling tsunami inundation zones. *Front. Earth Sci.* 3, 1–16. <https://doi.org/10.3389/feart.2015.00032>
- Guannel, G., Özkan-Haller, H.T., 2014. Formulation of the undertow using linear wave theory. *Phys.*

- Fluids 26. <https://doi.org/10.1063/1.4872160>
- Guannel, G., Ruggiero, P., Faries, J., Arkema, K., Pinsky, M., Gelfenbaum, G., Guerri, A., Kim, C.K., 2015. Integrated modeling framework to quantify the coastal protection services supplied by vegetation. *J. Geophys. Res. Ocean.* 120, 324–345. <https://doi.org/10.1002/2014JC009821>
- Guannel, G.E., 2009. Observations of cross-shore sediment transport and formulation of the undertow (Doctoral dissertation). Oregon State University.
- Guza, R.T., Thornton, E.B., 1981. Wave set-up on a natural beach. *J. Geophys. Res. Ocean.* 86, 4133–4137.
- Haab, T.C., McConnell, K.E., 2003. Valuing environmental and natural resources: the econometrics of non-market valuation. *J. Energy Lit.* 9, 80–80.
- Hall, J.W., Dawson, R.J., Sayers, P.B., Rosu, C., Chatterton, J.B., Deakin, R., 2003. A methodology for national-scale flood risk assessment, in: *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Maritime and Engineering*. London: Published for the Institution of Civil Engineers by Thomas Telford Ltd., c2000-c2003., pp. 235–248.
- Hallegatte, S., Green, C., Nicholls, R.J., Corfee-Morlot, J., 2013. Future flood losses in major coastal cities. *Nat. Clim. Chang.* 3, 802–806. <https://doi.org/10.1038/nclimate1979>
- Hamel, P., Bryant, B.P., 2017. Uncertainty assessment in ecosystem services analyses: Seven challenges and practical responses. *Ecosyst. Serv.* 24, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.008>
- Hanley, M.E., Hoggart, S.P.G., Simmonds, D.J., Bichot, A., Colangelo, M.A., Bozzeda, F., Heurtefeux, H., Ondiviela, B., Ostrowski, R., Recio, M., Trude, R., Zawadzka-Kahlau, E., Thompson, R.C., 2014. Shifting sands? Coastal protection by sand banks, beaches and dunes. *Coast. Eng.* 87, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.10.020>
- Hardy, R.L., 1990. Theory and applications of the multiquadric-biharmonic method. *Comput. Math. Applic.* 19, 163–208. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Hardy, T.A., Young, I.R., Nelson, R.C., Gourlay, M.R., 1991. Wave Attenuation on an Offshore Coral Reef. *Proc. 22nd Coast. Eng. Conf.* 1, 330–344. <https://doi.org/10.1061/9780872627765.027>
- Harmelin-Vivien, M.L., 1994. The effects of storms and cyclones on coral reefs: a review. *J. Coast. Res.* 211–231.
- Harris, D.L., Rovere, A., Casella, E., Power, H., Canavesio, R., Collin, A., Pomeroy, A., Webster, J.M., Parravicini, V., 2018. Coral reef structural complexity provides important coastal protection from waves under rising sea levels. *Sci. Adv.* 4, 1–8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aao4350>
- Hashim, S., Mohd, W., Wan, N., 2016. Evaluation of Vertical Accuracy of Airborne IFSAR and Open Source Digital Elevation Models (DEMs) for Flood Inundation Mapping, in: *Regional Conference on Science, Technology and Social Sciences (RCSTSS 2014)*. Springer, Singapore, pp. 575–584. <https://doi.org/10.15242/IJCCIE.D0315014>
- Hay, S.I., Guerra, C.A., Gething, P.W., Patil, A.P., Tatem, A.J., Noor, A.M., Kabaria, C.W., Manh, B.H., Elyazar, I.R.F., Brooker, S., Smith, D.L., Moyeed, R.A., Snow, R.W., 2009. A world malaria map: plasmodium falciparum endemicity in 2007. *PLoS Med.* 6, 0286–0302. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1000048>
- HAZUS-MH MR3, 2013. Multi-hazard Loss Estimation Methodology - Earthquake Model, Technical Manual, Federal Emergency Management Agency, Washington D.C.
- Hearn, C.J., 1999. Wave-breaking hydrodynamics within coral reef systems and the effect of changing relative sea level. *J. Geophys. Res. Ocean.* 104, 30007–30019. <https://doi.org/10.1029/1999JC900262>



- Hernando, H., 2007. General Guidelines for Setting-up a Community-based Flood Forecasting and Warning System. PAGASA, Philipp.
- Higuera, P., Lara, J.L., Losada, I.J., 2014. Three-dimensional interaction of waves and porous coastal structures using OpenFOAM®. Part II: Application. *Coast. Eng.* 83, 259–270. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.09.002>
- Hilft, B.E., 2012. WorldRiskReport 2012: Environmental degradation and disasters. UNU-EHS & The Nature Conservancy, Berlin.
- Hinkel, J., Lincke, D., Vafeidis, A.T., Perrette, M., Nicholls, R.J., Tol, R.S.J., Marzeion, B., Fettweis, X., Ionescu, C., Levermann, A., 2014a. Coastal flood damage and adaptation costs under 21st century sea-level rise. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111, 3292–3297. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222469111>
- Hinkel, J., Lincke, D., Vafeidis, A.T., Perrette, M., Nicholls, R.J., Tol, R.S.J., Marzeion, B., Fettweis, X., Ionescu, C., Levermann, A., 2014b. Coastal flood damage and adaptation costs under 21st century sea-level rise. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111, 3292–3297. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222469111>
- Hoegh-Guldberg, O., 2011. Coral reef ecosystems and anthropogenic climate change. *Reg. Environ. Chang.* 11, 215–227. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0189-2>
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P.J., Hooten, A.J., Steneck, R.S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C.D., Sale, P.F., Edwards, A.J., Caldeira, K., Knowlton, N., Eakin, C.M., 2008. Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification 1737–1743.
- Holland, G.J., 1980. An analytical model of the wind and pressure profiles in hurricanes. *Mon. Weather Rev.* [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1980\)108<1212:AAMOTW>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1980)108<1212:AAMOTW>2.0.CO;2)
- Homer, C., Huang, C., Yang, L., Wylie, B., Coan, M., 2004. Development of a 2001 national land-cover database for the United States. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 70, 829–840.
- Horstman, E.M., Dohmen-Janssen, C.M., Narra, P.M.F., van den Berg, N.J.F., Siemerink, M., Hulscher, S.J.M.H., 2014. Wave attenuation in mangroves: A quantitative approach to field observations. *Coast. Eng.* 94, 47–62. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2014.08.005>
- Hughes, T.P., Kerry, J.T., Álvarez-Noriega, M., Álvarez-Romero, J.G., Anderson, K.D., Baird, A.H., Babcock, R.C., Beger, M., Bellwood, D.R., Berkelmans, R., Bridge, T.C., Butler, I.R., Byrne, M., Cantin, N.E., Comeau, S., Connolly, S.R., Cumming, G.S., Dalton, S.J., Diaz-Pulido, G., Eakin, C.M., Figueira, W.F., Gilmour, J.P., Harrison, H.B., Heron, S.F., Hoey, A.S., Hobbs, J.P.A., Hoogenboom, M.O., Kennedy, E. V., Kuo, C.Y., Lough, J.M., Lowe, R.J., Liu, G., McCulloch, M.T., Malcolm, H.A., McWilliam, M.J., Pandolfi, J.M., Pears, R.J., Pratchett, M.S., Schoepf, V., Simpson, T., Skirving, W.J., Sommer, B., Torda, G., Wachenfeld, D.R., Willis, B.L., Wilson, S.K., 2017. Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature* 543, 373–377. <https://doi.org/10.1038/nature21707>
- Huizinga, J., De Moel, H., Szewczyk, W., 2017. Global flood depth-damage functions - Methodology and the database with guidelines. JRC Working Papers JRC105688, Joint Research Centre (Seville site). <https://doi.org/10.2760/16510>
- Hussain, S.A., Badola, R., 2008. Valuing mangrove ecosystem services: linking nutrient retention function of mangrove forests to enhanced agroecosystem production. *Wetl. Ecol. Manag.* 16, 441–450.
- IPCC, 2014. Summary for Policymakers. In: Field CB, Barros VR, Dokken DJ, Mach KJ, Mastrandrea MD, Bilir TE, et al., editors. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability Part A: Global and Sectoral Aspects Contribution of Working Group II to the Fifth*.
- Irtem, E., Gedik, N., Kabdasli, M.S., Yasa, N.E., 2009. Coastal forest effects on tsunami run-up heights. *Ocean Eng.* 36, 313–320. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2008.11.007>

- Jamieson, S.R., Wright, G., Lhomme, J., Gouldby, B.P., 2012. Validation of a computationally efficient 2D inundation model on multiple scales, in: Klijn, F., Schweckendiek, T. (Eds.), *Comprehensive Flood Risk Management: Research for Policy and Practice*. Taylor & Francis Group, Rotterdam, pp. 121–122.
- Janssen, R., Padilla, J.E., 1999. Preservation or conversion? Valuation and evaluation of a mangrove forest in the Philippines. *Environ. Resour. Econ.* 14, 297–331.  
<https://doi.org/10.1023/A:1008344128527>
- Jansson, A.-M., 1984. Integration of economy and ecology: an outlook for the Eighties: proceedings from the Wallenberg Symposia. Askö Laboratory, University of Stockholm.
- Jarvinen, B.R., Neumann, C.J., Davis, M.A.S., 1984. A tropical cyclone data tape for the North Atlantic Basin, 1886–1983: Contents, limitations and uses. Tech. Memo. NWS NHC 22, National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Kabat, P., Fresco, L.O., Stive, M.J.F., Veerman, C.P., Van Alphen, J.S.L.J., Parmet, B.W.A.H., Hazeleger, W., Katsman, C.A., 2009. Dutch coasts in transition. *Nat. Geosci.* 2, 450–452.  
<https://doi.org/10.1038/ngeo572>
- Kathiresan, K., Rajendran, N., 2005. Coastal mangrove forests mitigated tsunami. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 65, 601–606. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.06.022>
- Keeratikasikorn, C., Trisirisatayawong, I., 2008. Reconstruction of 30 m DEM from 90 m SRTM DEM with bicubic polynomial interpolation method. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* 37, 791–794.
- Kench, P.S., Brander, R.W., 2006. Wave Processes on Coral Reef Flats: Implications for Reef Geomorphology Using Australian Case Studies. *J. Coast. Res.* 22, 209–223.  
<https://doi.org/10.2112/05A-0016.1>
- Kenter, J.O., Jobstvogt, N., Watson, V., Irvine, K.N., Christie, M., Bryce, R., 2016. The impact of information, value-deliberation and group-based decision-making on values for ecosystem services: Integrating deliberative monetary valuation and storytelling. *Ecosyst. Serv.* 21, 270–290. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.06.006>
- Kirwan, M.L., Guntenspergen, G.R., D’Alpaos, A., Morris, J.T., Mudd, S.M., Temmerman, S., 2010. Limits on the adaptability of coastal marshes to rising sea level. *Geophys. Res. Lett.* 37, 1–5.  
<https://doi.org/10.1029/2010GL045489>
- Knapp, K.R., Kruk, M.C., Levinson, D.H., Diamond, H.J., Neumann, C.J., 2010. The international best track archive for climate stewardship (IBTrACS) unifying tropical cyclone data. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 91, 363–376. [https://doi.org/10.1007/978-90-481-3109-9\\_26](https://doi.org/10.1007/978-90-481-3109-9_26)
- Kobayashi, N., Raichle, A.W., Asano, T., 1993. Wave attenuation by vegetation. *J. Waterw. port, coastal, Ocean Eng.* 119, 30–48.
- Kraines, S.B., Yanagi, T., Isobe, M., Guo, X., Komiyama, H., 1999. Rapid water exchange between the lagoon and the open ocean at Majuro Atoll due to wind, waves, and tide. *J. Geophys. Res.* 104, 15635–15653. <https://doi.org/10.1029/1999JC900065>
- Kraines, S.B., Yanagi, T., Isobe, M., Komiyama, H., 1998. Wind-wave driven circulation on the coral reef at Bora Bay, Miyako Island. *Coral Reefs* 17, 133–143.  
<https://doi.org/10.1007/s003380050107>
- Krauss, K.W., Mckee, K.L., Lovelock, C.E., Cahoon, D.R., Saintilan, N., Reef, R., Chen, L., 2013. How mangrove forests adjust to rising sea level. *New Phytol.* 202, 19–34.  
<https://doi.org/10.1111/nph.12605>
- Kubiszewski, I., Costanza, R., Anderson, S., Sutton, P., 2017. The future value of ecosystem services:

- Global scenarios and national implications. *Ecosyst. Serv.* 26, 289–301.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.004>
- Kubiszewski, I., Costanza, R., Dorji, L., Thoennes, P., Tshering, K., 2013. An initial estimate of the value of ecosystem services in Bhutan. *Ecosyst. Serv.* 3, e11–e21.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.11.004>
- Kumar, L., Taylor, S., 2015. Exposure of coastal built assets in the South Pacific to climate risks. *Nat. Clim. Chang.* 5, 992–996. <https://doi.org/10.1038/nclimate2702>
- Landers, D.H., Nahlik, A.M., 2013. Final Ecosystem Goods and Services Classification System (FEGS-CS). Anonymous EPA United States Environmental Protection Agency. Report Number EPA/600/R-13/ORD-004914. <https://doi.org/EPA/600/R-13/ORD-004914>
- Lange, K., 2003. Mathematical and statistical methods for genetic analysis. Springer Science & Business Media.
- Lara, J.L., Losada, I.J., Guanche, R., 2008. Wave interaction with low-mound breakwaters using a RANS model. *Ocean Eng.* 35, 1388–1400. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2008.05.006>
- Lashley, C.H., Roelvink, D., van Dongeren, A., Buckley, M.L., Lowe, R.J., 2018. Nonhydrostatic and surfbeat model predictions of extreme wave run-up in fringing reef environments. *Coast. Eng.* 137, 11–27. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2018.03.007>
- Laso Bayas, J.C., Marohn, C., Dercon, G., Dewi, S., Piepho, H.P., Joshi, L., van Noordwijk, M., Cadisch, G., 2011. Influence of coastal vegetation on the 2004 tsunami wave impact in west Aceh. *Proc. Natl. Acad. Sci.*
- Laurice Jamero, M., Onuki, M., Esteban, M., Billones-Sensano, X.K., Tan, N., Nellas, A., Takagi, H., Thao, N.D., Valenzuela, V.P., 2017. Small-island communities in the Philippines prefer local measures to relocation in response to sea-level rise. *Nat. Clim. Chang.* 7, 581.  
<https://doi.org/10.1038/nclimate3344>
- Lee, W., McLaughlin, P.W., Kaihatu, J.M., 2017. Parameterization of Maximum Significant Wave Heights in Coastal Regions due to Hurricanes. *J. Waterw. Port, Coastal, Ocean Eng.* 143, 04016016. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WW.1943-5460.0000362](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WW.1943-5460.0000362)
- Levinson, D.H., Knapp, K.R., Kruk, M.C., Howard, J.H., Kossin, J.P., 2010. The International Best Track Archive for Climate Stewardship (IBTrACS) project: Overview of methods and Indian ocean statistics. *Indian Ocean Trop. Cyclones Clim. Chang.* 215–221.  
[https://doi.org/10.1007/978-90-481-3109-9\\_26](https://doi.org/10.1007/978-90-481-3109-9_26)
- Lewis, M., Bates, P., Horsburgh, K., Schumann, G., 2013. A storm surge inundation model of the northern Bay of Bengal using publicly available data. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 139, 358–369.  
<https://doi.org/10.1002/qj.2040>
- Lhomme, J., Sayers, P., Gouldby, B., Samuels, P., Wills, M., Mulet-marti, J., 2008a. Recent development and application of a rapid flood spreading method, in: *Flood Risk Management - Research and Practice Proceedings of FLOODrisk 2008*. Keble College, Oxford, UK.
- Lhomme, J., Sayers, P., Gouldby, B., Samuels, P., Wills, M., Mulet-Marti, J., 2008b. Inundation modelling Recent development and application of a rapid flood spreading method, in: *Flood Risk Management: Research and Practice*. CRC Press, pp. 30–39.
- Li, C.W., Zhang, M.L., 2010. 3D modelling of hydrodynamics and mixing in a vegetation field under waves. *Comput. Fluids* 39, 604–614. <https://doi.org/10.1016/j.compfluid.2009.10.010>
- Lima, S.F., Neves, C.F., Rosauro, N.M.L., 2007. Damping of gravity waves by fields of flexible vegetation., in: *Proceeding 30th International Coastal Engineering Conference 2006*, Vol 1. World Scientific, pp. 491–503.

- Lin, N., Chavas, D., 2012. On hurricane parametric wind and applications in storm surge modeling. *J. Geophys. Res. Atmos.* 117. <https://doi.org/10.1029/2011JD017126>
- Lin, N., Emanuel, K., Oppenheimer, M., Vanmarcke, E., 2012. Physically based assessment of hurricane surge threat under climate change. *Nat. Clim. Chang.* 2, 462.
- Linard, C., Tatem, A.J., 2012. Large-scale spatial population databases in infectious disease research. *Int. J. Health Geogr.* 11, 1–13. <https://doi.org/10.1186/1476-072X-11-7>
- Loder, N.M., Irish, J.L., Cialone, M.A., Wamsley, T. V., 2009. Estuarine , Coastal and Shelf Science Sensitivity of hurricane surge to morphological parameters of coastal wetlands. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 84, 625–636. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.07.036>
- Longuet-Higgins, M.S., Stewart, R.W., 1964. Radiation stresses in water waves; a physical discussion, with applications, in: *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts* (Vol. 11, No. 4, Pp. 529-562). Elsevier.
- Longuet-Higgins, M.S., 1970. Longshore currents generated by obliquely incident sea waves. *J. Geophys. Res.* 75, 60778–60801.
- Losada, I.J., Lara, J.L., Guanche, R., Gonzalez-Ondina, J.M., 2008. Numerical analysis of wave overtopping of rubble mound breakwaters. *Coast. Eng.* 55, 47–62. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2007.06.003>
- Lowe, R.J., Falter, J.L., Bandet, M.D., Pawlak, G., Atkinson, M.J., Monismith, S.G., Koseff, J.R., 2005. Spectral wave dissipation over a barrier reef. *J. Geophys. Res. C Ocean.* 110, 1–16. <https://doi.org/10.1029/2004JC002711>
- Lowe, R.J., Falter, J.L., Koseff, J.R., Monismith, S.G., Atkinson, M.J., 2007. Spectral wave flow attenuation within submerged canopies: Implications for wave energy dissipation. *J. Geophys. Res. Ocean.* 112.
- Luetich, R.A., Westerink, J.J., Scheffner, N.W., 1991. ADCIRC: An advanced three-dimensional circulation model for shelves, coasts. and estuaries. Technical Report 1, Department of the Army, US Army Corps of Engineers, Washington, DC 20314-1000.
- Ma, G., Su, S.F., Liu, S., Chu, J.C., 2014. Numerical simulation of infragravity waves in fringing reefs using a shock-capturing non-hydrostatic model. *Ocean Eng.* 85, 54–64. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2014.04.030>
- Macdonald, K.I., Corson, C., 2012. “TEEB Begins Now”: A Virtual Moment in the Production of Natural Capital. *Dev. Change* 43, 159–184. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7660.2012.01753.x>
- Martínez, M., Esmeralda, R., Baldwin, M., Gerardo, E., Rodolfo, C., 2014. Peligro de inundación por fenómenos marinos extremos en el litoral mexicano, in: *XXIII Congreso Nacional de Hidráulica* (Octubre 2014). Puerto Vallarta, Jalisco, México.
- Martínez, M.L., Intralawan, A., Vázquez, G., Pérez-Maqueo, O., Sutton, P., Landgrave, R., 2007. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecol. Econ.* 63, 254–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.10.022>
- Massel, S.R., Gourlay, M.R., 2000. On the modelling of wave breaking and set-up on coral reefs. *Coast. Eng.* 39, 1–27. [https://doi.org/10.1016/S0378-3839\(99\)00052-6](https://doi.org/10.1016/S0378-3839(99)00052-6)
- Mattocks, C., Forbes, C., 2008. A real-time, event-triggered storm surge forecasting system for the state of North Carolina. *Ocean Model.* 25, 95–119.
- Maza, M., Lara, J.L., Losada, I.J., 2013. A coupled model of submerged vegetation under oscillatory flow using Navier-Stokes equations. *Coast. Eng.* 80, 16–34. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.04.009>
- Mazda, Y., Magi, M., Ikeda, Y., Kurokawa, T., Asano, T., 2006. Wave reduction in a mangrove forest

- dominated by *Sonneratia* sp. *Wetl. Ecol. Manag.* 14, 365–378. <https://doi.org/10.1007/s11273-005-5388-0>
- Mazda, Y., Magi, M., Kogo, M., Hong, P.N., 1997. Mangroves as a coastal protection from waves in the Tong King delta, Vietnam. *Mangroves Salt marshes* 1, 127–135.
- Mazda, Y., Wolanski, E., King, B., Sase, A., Ohtsuka, D., Magi, M., 1997. Drag force due to vegetation in mangrove swamps. *Mangroves Salt Marshes* 1, 193–199.
- Mazzotti, S., Lambert, A., Van der Kooij, M., Mainville, A., 2009. Impact of anthropogenic subsidence on relative sea-level rise in the Fraser River delta. *Geology* 37, 771–774.
- McCreless, E., Beck, M.W., 2016. Rethinking Our Global Coastal Investment Portfolio. *J. Ocean Coast. Econ.* 3, 6. <https://doi.org/10.15351/2373-8456.1069>
- McGranahan, G., Balk, D., Anderson, B., 2007. The rising tide: Assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. *Environ. Urban.* 19, 17–37. <https://doi.org/10.1177/0956247807076960>
- McIvor, A., Möller, I., Spencer, T., Spalding, M., 2012a. Reduction of Wind and Swell Waves by Mangroves. *Natural Coastal Protection Series: Report 1*. Cambridge Coastal Research Unit Working Paper 40. 1–27. <https://doi.org/ISSN 2050-7941>.
- McIvor, A., Möller, I., Spencer, T., Spalding, M., 2013. The response of mangrove soil surface elevation to sea level rise. *Natural Coastal Protection Series: Report 3*. Cambridge Coastal Research Unit Working Paper 42. Published by The Nature Conservancy and Wetlands International. ISSN 2050-7941.
- McIvor, A., Spencer, T., Möller, I., 2012b. Storm Surge Reduction by Mangroves: *Natural Coastal Protection Series: Report 2*. Cambridge Coastal Research Unit Working Paper 35 35. <https://doi.org/ISSN 2050-7941>
- McKee, K.L., 2011. Biophysical controls on accretion and elevation change in Caribbean mangrove ecosystems. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 91, 475–483. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.05.001>
- McKee, K.L., Cahoon, D.R., Feller, I.C., 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16, 545–556. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00317.x>
- McLaughlin, P.W., 2014. Parameterization and statistical analysis of hurricane waves (Doctoral dissertation). Texas A&M Univ., College Station, TX.
- MEA, 2005. Millennium ecosystem assessment. *Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis.*, Washington, DC: New Island.
- Mehvar, S., Filatova, T., Dastgheib, A., de Ruyter van Steveninck, E., Ranasinghe, R., 2018. Quantifying Economic Value of Coastal Ecosystem Services: A Review. *J. Mar. Sci. Eng.* 6, 5.
- Melby, J.A., Nadal-Caraballo, N.C., Kobayashi, N., 2012. Wave RunUp Prediction for Flood Mapping. *Coast. Eng.* 1–15. <https://doi.org/10.9753/icce.v33.management.79>
- Mendez, F.J., Losada, I.J., 2004. An empirical model to estimate the propagation of random breaking and nonbreaking waves over vegetation fields. *Coast. Eng.* 51, 103–118.
- Méndez, F.J., Losada, I.J., Dalrymple, R.A., Losada, M.A., 1999a. Effects of wave reflection and dissipation on wave-induced second order magnitudes, in: *Proceeding 26th International Coastal Engineering Conference 1999*. Visginia, US, pp. 537–550.
- Méndez, F.J., Losada, I.J., Losada, M.A., 1999b. Hydrodynamics induced by wind waves in a vegetation field. *J. Geophys. Res. Ocean.* 104, 18383–18396.
- Mercer, B., Mercer, B., 2001. Comparing LIDAR and IFSAR : What can you expect ? In *Proceedings*

- of Photogrammetric Week. Stuttgart, Germany, pp. 2–10.
- Merz, B., Kreibich, H., Schwarze, R., Thielen, A., 2010. Review article “assessment of economic flood damage.” *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 10, 1697–1724. <https://doi.org/10.5194/nhess-10-1697-2010>
- Messner, F., Penning-rowsell, E., Green, C., Tunstall, S., Veen, A. Van Der, Tapsell, S., Wilson, T., Krywkow, J., Logtmeijer, C., Fernández-bilbao, A., Geurts, P., Haase, D., 2007. Evaluating flood damages : guidance and recommendations on principles and methods principles and methods, Integrated Flood Risk Analysis and Management Methodologies. Wallingford, UK.
- Millenium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. Living beyond our means: natural assets and human well-being. World Resources Institute, Washington, DC.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Millennium ecosystem assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis. Washington, DC.
- Moel, H. De, Jongman, B., Kreibich, H., Merz, B., 2015. Flood risk assessments at different spatial scales. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.* 20, 865–890. <https://doi.org/10.1007/s11027-015-9654-z>
- Mohd, W., Wan, N., Abdullah, M.A., Hashim, S., 2014. Evaluation of Vertical Accuracy of Digital Elevation Models Generated from Different Sources : Case Study of Ampang and Hulu Langat. FIG Congress. Malaysia, pp. 1–17.
- Möller, I., 2006. Quantifying saltmarsh vegetation and its effect on wave height dissipation: Results from a UK East coast saltmarsh. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 69, 337–351.
- Mondal, P., Tatem, A.J., 2012. Uncertainties in Measuring Populations Potentially Impacted by Sea Level Rise and Coastal Flooding. *PLoS One* 7, e48191. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0048191>
- Monismith, S.G., 2007. Hydrodynamics of Coral Reefs. *Annu. Rev. Fluid Mech.* 39, 37–55. <https://doi.org/10.1146/annurev.fluid.38.050304.092125>
- Morris, R.L., Konlechner, T.M., Ghisalberti, M., Swearer, S.E., 2018. From grey to green: efficacy of eco□engineering solutions for nature□based coastal defence. *Glob. Chang. Biol.* 24, 1827–1842.
- Mullarney, J.C., Henderson, S.M., 2010. Wave□forced motion of submerged single□stem vegetation. *J. Geophys. Res. Ocean.* 115.
- Nakajo, S., Mori, N., Yasuda, T., Mase, H., 2014. Global stochastic tropical cyclone model based on principal component analysis and cluster analysis. *J. Appl. Meteorol. Climatol.* 53, 1547–1577. <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-13-08.1>
- Narayan, S., Beck, M., Reguero, B., Losada, I., van Wesenbeeck, B., Pontee, N., Sanchirico, J., Ingram, J., Lange, G.M., Burkes-Copes, K., 2016. The benefits, costs and effectiveness of natural and nature-based coastal defenses. *Pap. Submitt. to PLOS.*
- Narayan, S., Beck, M.W., Reguero, B.G., Losada, I.J., Van Wesenbeeck, B., Pontee, N., Sanchirico, J.N., Ingram, J.C., Lange, G.M., Burks-Copes, K.A., 2016. The effectiveness, costs and coastal protection benefits of natural and nature-based defences. *PLoS One* 11, 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154735>
- National Economic and Development Authority, 2017. Philippine Development Plan 2017-2022 1–452.
- Nelson, R.C., 1996. Hydraulic roughness of coral reef platforms. *Appl. Ocean Res.* 18, 265–274. [https://doi.org/10.1016/S0141-1187\(97\)00006-0](https://doi.org/10.1016/S0141-1187(97)00006-0)
- Nepf, H.M., 1999. Drag, turbulence, and diffusion in flow through emergent vegetation. *Water Resour. Res.* 35, 479–489.

- Neumann, B., Vafeidis, A.T., Zimmermann, J., Nicholls, R.J., 2015. Future Coastal Population Growth and Exposure to Sea-Level Rise and Coastal Flooding - A Global Assessment. *PLoS One* 10, e0118571. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118571>
- Nicholls, R.J., Hanson, S., Herweijer, C., Patmore, N., Hallegatte, S., Corfee-Morlot, J., Chateau, J., Muir-Wood, R., 2007. Ranking of the world's cities most exposed to coastal flooding today and in the future. *OECD Environment Working Paper*.
- Nicholls, R.J., Wong, P.P., Burkett, V., Codignotto, J., Hay, J., McLean, R., Ragoonaden, S., Woodroffe, C.D., Abuodha, P., Arblaster, J., 2007. Coastal systems and low-lying areas. In: Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, van der Linden PJ, Hanson CE, editors. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergo*.
- Nielsen, P., 1992. *Coastal bottom boundary layers and sediment transport*. World Scientific Publishing Company.
- Norton, B., Costanza, R., Bishop, R.C., 1998. The evolution of preferences. *Ecol. Econ.* 24, 193–211. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00143-2](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00143-2)
- Nunes, V., Pawlak, G., 2008. Observations of Bed Roughness of a Coral Reef. *J. Coast. Res.* 2, 39–50. <https://doi.org/10.2112/05-0616.1>
- Ondiviela, B., Losada, I.J., Lara, J.L., Maza, M., Galván, C., Bouma, T.J., van Belzen, J., 2014. The role of seagrasses in coastal protection in a changing climate. *Coast. Eng.* 87, 158–168. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.11.005>
- Palumbi, S.R., Barshis, D.J., Traylor-Knowles, N., Bay, R.A., 2014. Mechanisms of reef coral resistance to future climate change. *Science* (80-. ). 344, 895–898.
- Panchang, V., Kwon Jeong, C., Demirbilek, Z., 2013. Analyses of Extreme Wave Heights in the Gulf of Mexico for Offshore Engineering Applications. *J. Offshore Mech. Arct. Eng.* 135, 031104. <https://doi.org/10.1115/1.4023205>
- Pandolfi, J.M., Connolly, S.R., Marshall, D.J., Cohen, A.L., 2011. Projecting coral reef futures under global warming and ocean acidification. *Science* (80-. ). 333, 418–422. <https://doi.org/10.1126/science.1204794>
- Pascal, N., Allenbach, M., Brathwaite, A., Burke, L., Le, G., Clua, E., 2016. Economic valuation of coral reef ecosystem service of coastal protection : A pragmatic approach. *Ecosyst. Serv.* 21, 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.005>
- Pascual, U., Muradian, R., Brander, L., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Verma, M., Armsworth, P., Christie, M., Cornelissen, H., Eppink, F., 2010. The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. *TEEB–Ecological Econ. Found.*
- Patel, N.N., Stevens, F.R., Huang, Z., Gaughan, A.E., Elyazar, I., Tatem, A.J., 2017. Improving Large Area Population Mapping Using Geotweet Densities. *Trans. GIS* 21, 317–331. <https://doi.org/10.1111/tgis.12214>
- Pawlowicz, R., Beardsley, B., Lentz, S., 2002. Classical tidal harmonic analysis including error estimates in MATLAB using T\_TIDE. *Comput. Geosci.* 28, 929–937. [https://doi.org/10.1016/S0098-3004\(02\)00013-4](https://doi.org/10.1016/S0098-3004(02)00013-4)
- Payo, A., Mukhopadhyay, A., Hazra, S., Ghosh, T., Ghosh, S., Brown, S., Nicholls, R.J., Brichenho, L., Wolf, J., Kay, S., Lázár, A.N., Haque, A., 2016. Projected changes in area of the Sundarban mangrove forest in Bangladesh due to SLR by 2100. *Clim. Change* 139, 279–291. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1769-z>
- Peláez-Zapata, D.S., Montoya, R.D., Osorio, A.F., 2018. Numerical Study of Run-up Oscillations over Fringing Reefs. *J. Coast. Res.* 34, 1065–1079. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-17->

00057.1

- Peltier, W.R., 2000. ICE4g (VM2) Glacial isostatic adjustment correction on Sea Level rise, History and Consequences. Acad. Press. San Diego, Int. Geophys. Ser. 75.
- Péquignet, A.C., Becker, J.M., Merrifield, M.A., Boc, S.J., 2011. The dissipation of wind wave energy across a fringing reef at Ipan, Guam. *Coral Reefs* 30, 71–82. <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0719-5>
- Perez, J., Menéndez, M., Losada, I.J., 2017. GOW2: A global wave hindcast for coastal applications. *Coast. Eng.* 124, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2017.03.005>
- Perkol-Finkel, S., Sella, I., 2015. Harnessing urban coastal infrastructure for ecological enhancement, in: *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Maritime Engineering*. Thomas Telford Ltd, pp. 102–110.
- Perry, C.T., Morgan, K.M., 2017. Bleaching drives collapse in reef carbonate budgets and reef growth potential on southern Maldives reefs. *Sci. Rep.* 7, 1–9. <https://doi.org/10.1038/srep40581>
- Pickering, H., Whitmarsh, D., Jensen, A., 1999. Artificial reefs as a tool to aid rehabilitation of coastal ecosystems: Investigating the potential. *Mar. Pollut. Bull.* 37, 505–514. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00121-0](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00121-0)
- Polasky, S., Tallis, H., Reyers, B., 2015. Setting the bar: Standards for ecosystem services. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 7356–7361. <https://doi.org/10.1073/pnas.1406490112>
- Pomeroy, A., Lowe, R., Symonds, G., Van Dongeren, A., Moore, C., 2012. The dynamics of infragravity wave transformation over a fringing reef. *J. Geophys. Res. Ocean.* 117, 1–17. <https://doi.org/10.1029/2012JC008310>
- Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K., 2016. *Routledge handbook of ecosystem services*. Routledge.
- Prager, E.J., 1991. Numerical simulation of circulation in a Caribbean-type backreef lagoon - A preliminary study. *Coral Reefs* 10, 177–182. <https://doi.org/10.1007/BF00336771>
- Primavera, J.H., Esteban, J.M.A., 2008. A review of mangrove rehabilitation in the Philippines: successes, failures and future prospects. *Wetl. Ecol. Manag.* 16, 345–358.
- PSA, 2016. 2012 Municipal and City Level Poverty Estimates. The Philippines.
- Puotinen, M., Maynard, J.A., Beeden, R., Radford, B., Williams, G.J., 2016. A robust operational model for predicting where tropical cyclone waves damage coral reefs. *Sci. Rep.* 6, 1–12. <https://doi.org/10.1038/srep26009>
- Ray, D., 1999. A global ocean tide model from TOPEX/POSEIDON altimetry: GOT99. 2. National Aeronautics and Space Administration (NASA), Goddard Space Flight Center Greenbelt, Maryland.
- Reguero, B., Beck, M.W., Agostini, V.N., Kramer, P., Hancock, B., 2018a. Coral reefs for coastal protection: A new methodological approach and engineering case study in Grenada. *J. Environ. Manage.* 210, 146–161. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.024>
- Reguero, B., Beck, M.W., Bresch, D.N., Calil, J., Meliane, I., 2018b. Comparing the cost effectiveness of nature- based and coastal adaptation : A case study from the Gulf Coast of the United States. *PLoS One* 13, 1–24. <https://doi.org/10.17605/OSF.IO/D6R5U>.
- Reguero, B.G., Losada, I.J., Díaz-Simal, P., Méndez, F.J., Beck, M.W., 2015. Effects of climate change on exposure to coastal flooding in Latin America and the Caribbean. *PLoS One* 10, 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133409>
- Reniers, A.J.H.M., Battjes, J. a., 1997. A laboratory study of longshore currents over barred and non-



- barred beaches. *Coast. Eng.* 30, 1–22. [https://doi.org/10.1016/S0378-3839\(97\)00017-3](https://doi.org/10.1016/S0378-3839(97)00017-3)
- Rippa, S., 1999. An algorithm for selecting a good value for the parameter  $c$  in radial basis function interpolation. *Adv. Comput. Math.* 11, 193–210. <https://doi.org/10.1023/A:1018975909870>
- Robinson, J.A., Feldman, G.C., Kuring, N., Franz, B., Green, E., Noordeloos, M., Stumpf, R.P., 2000. Data fusion in coral reef mapping: working at multiple scales with SeaWiFS and astronaut photography, in: *Proceedings of the 6th International Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments*. pp. 473–483.
- Rohmer, J., Cazenave, A., Wal, R. Van De, Winter, R. De, Pedreros, R., Balouin, Y., Vinchon, C., Oliveros, C., 2015. Environmental Modelling & Software Evaluating uncertainties of future marine flooding occurrence as sea-level rises 73, 44–56. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.07.021>
- Rosman, J.H., Hench, J.L., 2011. A framework for understanding drag parameterizations for coral reefs. *J. Geophys. Res. Ocean.* 116, 1–15. <https://doi.org/10.1029/2010JC006892>
- Ruiz-Martínez, G., Silva-Casarrín, R., Pérez-Romero, D.M., Posada-Vanegas, G., Bautista-Godínez, E.G., 2009. Hybrid model for ocean wave characterization | Modelo híbrido para la caracterización del oleaje. *Ing. Hidraul. en Mex.* 24, 5–22.
- Rusu, L., Pilar, P., Guedes Soares, C., 2008. Hindcast of the wave conditions along the west Iberian coast. *Coast. Eng.* 55, 906–919. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2008.02.029>
- Saha, S., Moorthi, S., Pan, H.L., Wu, X., Wang, J.J., Nadiga, S., Tripp, P., Kistler, R., Woollen, J., Behringer, D., Liu, H., Stokes, D., Grumbine, R., Gayno, G., Wang, J.J., Hou, Y.T., Chuang, H.Y., Juang, H.M.H., Sela, J., Iredell, M., Treadon, R., Kleist, D., Van Delst, P., Keyser, D., Derber, J., Ek, M., Meng, J., Wei, H., Yang, R., Lord, S., Van Den Dool, H., Kumar, A., Wang, W., Long, C., Chelliah, M., Xue, Y., Huang, B., Schemm, J.K., Ebisuzaki, W., Lin, R., Xie, P., Chen, M., Zhou, S., Higgins, W., Zou, C.Z., Liu, Q., Chen, Y., Han, Y., Cucurull, L., Reynolds, R.W., Rutledge, G., Goldberg, M., Kalnay, E., The, N., Dee, D.P., Uppala, S.M., Simmons, A.J., Berrisford, P., Poli, P., Kobayashi, S., Andrae, U., Balmaseda, M.A., Balsamo, G., Bauer, P., Bechtold, P., Beljaars, A.C.M., van de Berg, L., Bidlot, J., Bormann, N., Delsol, C., Dragani, R., Fuentes, M., Geer, A.J., Haimberger, L., Healy, S.B., Hersbach, H., Hólm, E. V., Isaksen, I., Kållberg, P., Köhler, M., Matricardi, M., McNally, A.P., Monge-Sanz, B.M., Morcrette, J.J., Park, B.K., Peubey, C., de Rosnay, P., Tavolato, C., Thépaut, J.N., Vitart, F., Compo, G.P., Whitaker, J.S., Sardeshmukh, P.D., Matsui, N., Allan, R.J., Yin, X., Gleason, B.E., Vose, R.S., Rutledge, G., Bessemoulin, P., BroNnimann, S., Brunet, M., Crouthamel, R.I., Grant, A.N., Groisman, P.Y., Jones, P.D., Kruk, M.C., Kruger, A.C., Marshall, G.J., Maugeri, M., Mok, H.Y., Nordli, O., Ross, T.F., Trigo, R.M., Wang, X.L., Woodruff, S.D., Worley, S.J., 2011. The NCEP climate forecast system reanalysis. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 137, 553–597. <https://doi.org/10.1002/qj.828>
- Sallenger Jr, A.H., 2000. Storm impact scale for barrier islands. *J. Coast. Res.* 16, 890–895.
- Sanders, R., Shaw, F., Mackay, H., Galy, H., Foote, M., Sanders, R., Shaw, F., Mackay, H., Galy, H., Foote, M., 2005. National flood modelling for insurance purposes : using IFSAR for flood risk estimation in Europe. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. Eur. Geosci. Union* 9, 449–456.
- Scawthorn, C., Flores, P., Blais, N., Seligson, H., Tate, E., Chang, S., Mifflin, E., Thomas, W., Murphy, J., Jones, C., Lawrence, M., 2006. HAZUS-MH Flood Loss Estimation Methodology. II. Damage and Loss Assessment. *Nat. Hazards Rev.* 7, 72–81. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1527-6988\(2006\)7:2\(72\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1527-6988(2006)7:2(72))
- Schmidt, S., Manceur, A.M., Seppelt, R., 2016. Uncertainty of monetary valued ecosystem services - value transfer functions for global mapping. *PLoS One* 11, 1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0148524>
- Schureman, P., 1924. *Manual of harmonic analysis and prediction of tides*. US Government Printing

- Office, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C., USA.
- Seenprachawong, U., 2016. An economic analysis of coral reefs in the Andaman Sea of Thailand, in: *Marine and Coastal Ecosystem Valuation, Institutions, and Policy in Southeast Asia*. Springer, pp. 31–45.
- Seriño, M.N., Ureta, J.C., Baldesco, J., Galvez, K.J., Predo, C., Seriño, E.K., 2017. Valuing the Protection Service Provided by Mangroves in Typhoon-hit Areas in the Philippines. EEPSEA Research Report No. 2017-RR19. Economy and Environment Program for Southeast Asia, Laguna, Philippines.
- Sheng, Y.P., Lapetina, A., Ma, G., 2012. The reduction of storm surge by vegetation canopies: Three-dimensional simulations. *Geophys. Res. Lett.* 39, 1–5. <https://doi.org/10.1029/2012GL053577>
- Shepard, C.C., Crain, C.M., Beck, M.W., 2011. The protective role of coastal marshes: a systematic review and meta-analysis. *PLoS One* 6, e27374.
- Sheppard, C., Dixon, D.J., Gourlay, M., Sheppard, A., Payet, R., 2005. Coral mortality increases wave energy reaching shores protected by reef flats: Examples from the Seychelles. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 64, 223–234. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.02.016>
- Silva-Araya, W., Santiago-Collazo, F., Gonzalez-Lopez, J., Maldonado-Maldonado, J., 2018. Dynamic Modeling of Surface Runoff and Storm Surge during Hurricane and Tropical Storm Events. *Hydrology* 5, 13. <https://doi.org/10.3390/hydrology5010013>
- Simpson, R.H., Saffir, H., 1974. The hurricane disaster potential scale. *Weatherwise* 27, 169.
- Slangen, A.B.A., Carson, M., Katsman, C.A., van de Wal, R.S.W., Köhl, A., Vermeersen, L.L.A., Stammer, D., 2014. Projecting twenty-first century regional sea-level changes. *Clim. Change* 124, 317–332. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1080-9>
- Small, C., Nicholls, R.J., 2003. A global analysis of human settlement in coastal zones. *J. Coast. Res.* 19, 584–599.
- Spalding, M., Blasco, F., Field, C., 1997. *World mangrove atlas*. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa (Japan).
- Spalding, M., Kainuma, M., Collins, L., 2010. *World atlas of mangroves*. A collaborative project of ITTO, ISME, FAO, UNEP-WCMC. London, UK: Earthscan.
- Spalding, M., Ravilious, C., Green, E.P., 2001. *World atlas of coral reefs*. Univ of California Press, Berkeley.
- Spalding, M.D., Brumbaugh, R.D., Landis, E., 2016. *Atlas of Ocean Wealth*. The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- Stevens, F.R., Gaughan, A.E., Linard, C., Tatem, A.J., 2015. Disaggregating census data for population mapping using Random forests with remotely-sensed and ancillary data. *PLoS One* 10, 1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107042>
- Stockdon, H.F., Holman, R.A., Howd, P.A., Sallenger, A.H., 2006. Empirical parameterization of setup, swash, and runup. *Coast. Eng.* 53, 573–588. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2005.12.005>
- Storlazzi, C.D., Elias, E.P.L., Berkowitz, P., 2015. Many Atolls May be Uninhabitable Within Decades Due to Climate Change. *Sci. Rep.* 5, 1–9. <https://doi.org/10.1038/srep14546>
- Sutton-Grier, A.E., Wowk, K., Bamford, H., 2015. Future of our coasts: The potential for natural and hybrid infrastructure to enhance the resilience of our coastal communities, economies and ecosystems. *Environ. Sci. Policy* 51, 137–148. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.006>
- Suzuki, T., Zijlema, M., Burger, B., Meijer, M.C., Narayan, S., 2012. Wave dissipation by vegetation

- with layer schematization in SWAN. *Coast. Eng.* 59, 64–71.  
<https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2011.07.006>
- Svendsen, I.A., 2006. *Introduction to nearshore hydrodynamics*. World Scientific.
- Svendsen, I.A., 1984. Mass flux and undertow in a surf zone. *Coast. Eng.* 8, 347–365.
- Syvitski, J.P.M., Kettner, A.J., Overeem, I., Hutton, E.W.H., Hannon, M.T., Brakenridge, G.R., Day, J., Vörösmarty, C., Saito, Y., Giosan, L., 2009. Sinking deltas due to human activities. *Nat. Geosci.* 2, 681.
- Tammi, I., Mustajärvi, K., Rasinmäki, J., 2017. Integrating spatial valuation of ecosystem services into regional planning and development. *Ecosyst. Serv.* 26, 329–344.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.11.008>
- Tang, J., Shen, Y., Causon, D.M., Qian, L., Mingham, C.G., 2017. Numerical study of periodic long wave run-up on a rigid vegetation sloping beach. *Coast. Eng.* 121, 158–166.  
<https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2016.12.004>
- TEEB, 2010. *Mainstream of Economics of Nature: A synthesis of approach, conclusions and recommendations of TEEB*, Earthscan. London and Washington.
- TEEB, 2008. *The Economics of Ecosystems & Biodiversity: A interim report*, Banson Production. Cambridge, UK.
- The World Bank, 2017. *World Development Indicators (Database)*.
- The World Bank, 2014. *Turn down the heat: confronting the new climate normal*. World Bank Publications, Washington DC.
- Thornton, E.B., Guza, R.T., 1983. Transformation of wave height distribution. *J. Geophys. Res. Ocean.* 88, 5925–5938.
- Tinch, R., Mathieu, L., 2011. *Marine and coastal ecosystem services: Valuation Methods and their Practical Application*. Regional Seas UNEP-WCMC Biodiversity Series, Cambridge.
- Toimil, A., Losada, I.J., Díaz-Simal, P., Izaguirre, C., Camus, P., 2017. Multi-sectoral , high-resolution assessment of climate change consequences of coastal flooding. *Clim. Change* 145 (3-4), 431–444. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-2104-z>
- Tolman, H.L., 2014. the WAVEWATCH III® Development Group (2014). *User Manual and System Documentation of WAVEWATCH III® version 4.18*. Tech. Note 316, NOAA/NWS/NCEP/MMAB.
- Toro, G.R., Resio, D.T., Divoky, D., Wm, A., Reed, C., 2010. Efficient joint-probability methods for hurricane surge frequency analysis. *Ocean Eng.* 37, 125–134.  
<https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2009.09.004>
- Torres-Freyermuth, A., Mariño-Tapia, I., Coronado, C., Salles, P., Medellín, G., Pedrozo-Acuña, A., Silva, R., Candela, J., Iglesias-Prieto, R., 2012. Wave-induced extreme water levels in the Puerto Morelos fringing reef lagoon. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 12, 3765–3773.  
<https://doi.org/10.5194/nhess-12-3765-2012>
- Tschirky, P., Hall, K., Turcke, D., 2001. Wave attenuation by emergent wetland vegetation, in: *Proceedings of the Twenty-Seventh Coastal Engineering Conference (2000)*, Edited by B. L. Edge. American Society of Civil Engineers, Reston, VA, pp. 865–877.
- Turner, R.K., Georgiou, S., Fisher, B., 2008. *The Case of Multi-functional Wetlands*. Earthscan. London. UK.
- UNISDR, 2015. *Making Development Sustainable: The Future of Disaster Risk Management*. Global Assessment Report on Disaster Risk Reduction., International Strategy for Disaster Reduction

- (ISDR). <https://doi.org/9789211320282>
- UNISDR, 2011. Global assessment report on disaster risk reduction, United Nations Office for Disaster Risk Reduction. Geneva.
- Vafeidis, A.T., Boot, G., Cox, J., Maatens, R., McFadden, L., Nicholls, R.J., Spencer, T., Tol, R.S.J., 2006. The DIVA database documentation. DINAS-COAST Consort.
- van Beukering, P., Haider, W., Longland, M., Cesar, H., Sablan, J., Shjegstad, S., Beardmore, B., Liu, Y., Garces, G.O., 2007. The economic value of Guam's coral reefs. Univ. Guam Mar. Lab. Tech. Rep. 116, 102.
- Van der Ploeg, S., De Groot, R.S., 2010. The TEEB Valuation Database—a searchable database of 1310 estimates of monetary values of ecosystem services (Foundation for Sustainable Development, Wageningen, The Netherlands).
- Van Dongeren, A., Lowe, R., Pomeroy, A., Trang, D.M., Roelvink, D., Symonds, G., Ranasinghe, R., 2013. Numerical modeling of low-frequency wave dynamics over a fringing coral reef. *Coast. Eng.* 73, 178–190. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2012.11.004>
- Van Hooidek, R., Maynard, J.A., Manzello, D., Planes, S., 2014. Opposite latitudinal gradients in projected ocean acidification and bleaching impacts on coral reefs. *Glob. Chang. Biol.* 20, 103–112. <https://doi.org/10.1111/gcb.12394>
- Van Santen, P., Augustinus, P.G.E.F., Janssen-Stelder, B.M., Quartel, S., Tri, N.H., 2007. Sedimentation in an estuarine mangrove system. *J. Asian Earth Sci.* 29, 566–575. <https://doi.org/10.1016/j.jseas.2006.05.011>
- Wallace, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biol. Conserv.* 139, 235–246.
- Walters, B.B., 2004. Local Management of Mangrove Forests in the Philippines : Successful Conservation or Efficient Resource Exploitation ? *Hum. Ecol.* 32, 177–195. <https://doi.org/10.1023/B:HUEC.0000019762.36361.48>
- Walters, B.B., 2000. Local Mangrove Planting in the Philippines : Are Fisherfolk and Fishpond Owners Effective Restorationists? *Restor. Ecol.* 8, 237–246. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80035.x>
- Weatherall, P., Marks, K.M., Jakobsson, M., Schmitt, T., Tani, S., Arndt, J.E., Rovere, M., Chayes, D., Ferrini, V., Wigley, R., 2015. A new digital bathymetric model of the world's oceans. *Earth Sp. Sci.* 2, 331–345. <https://doi.org/10.1002/2015EA000107>
- Wei, G., Kirby, J.T., Grilli, S.T., Subramanya, R., 1995. A fully nonlinear Boussinesq model for surface waves. Part 1. Highly nonlinear unsteady waves. *J. Fluid Mech.* 294, 71–92.
- Westman, W.E., 1977. How much are nature's services worth? *Science* (80-. ). 197, 960–964.
- Wilkinson, C.R., Lindén, O., Cesar, H.S.J., Hodgson, G., Rubens, J., Strong, A.E., 1999. Ecological and socioeconomic impacts of 1998 coral mortality in the Indian Ocean: An ENSO impact and a warning of future change? *Ambio* 28, 188.
- Williams, M.J., Coles, R., Primavera, J.H., 2007. A lesson from cyclone Larry : An untold story of the success of good coastal planning. *Estuarine, Coast. Shelf Sci.* 71, 364–367. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.09.010>
- WL Delft Hydraulics, 2006. Delft3D-FLOW user manual. Delft, the Netherlands.
- WL Delft Hydraulics, 2000. Delft3D-WAVE user manual. Delft, the Netherlands.
- Wolff, C., Vafeidis, A.T., Lincke, D., Marasmi, C., Wolff, C., 2016. Effects of Scale and Input Data on Assessing the Future Impacts of Coastal Flooding : An Application of DIVA for the Emilia-

- Romagna Coast. *Front. Mar. Sci.* 3, 1–15. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00041>
- Wong, P., Losada, Í.J., Gattuso, J., Hinkel, J., Khattabi, A., McInnes, K., 2014. Systems and Low-Lying Areas. In: Field CB, Barros VR, Dokken DJ, Mach KJ, Mastrandrea MD, Bilir TE et al., editors. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the F.*
- Woodley, J.D., Chornesky, E.A., Clifford, P.A., Jackson, J.B.C., Kaufman, L.S., Knowlton, N., Lang, J.C., Pearson, M.P., Porter, J.W., Rooney, M.C., 1981. Hurricane Allen's impact on Jamaican coral reefs. *Science* (80-. ). 214, 749–755.
- Woodroffe, C.D., Webster, J.M., 2014. Coral reefs and sea-level change. *Mar. Geol.* 352, 248–267. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2013.12.006>
- Wu, J., 1969. Wind stress and surface roughness at air-sea interface. *J. Geophys. Res.* 74, 444–455.
- Xie, G.D., Zhen, L., Lu, C.X., Xiao, Y., Chen, C., 2008. Expert knowledge based valuation method of ecosystem services in China. *J. Nat. Resour.* 23, 911–919.
- Xu, H., Zhang, K., Shen, J., Li, Y., 2010. Storm surge simulation along the US East and Gulf Coasts using a multi-scale numerical model approach. *Ocean Dyn.* 60, 1597–1619.
- Yamazaki, D., Ikeshima, D., Tawatari, R., Yamaguchi, T., O'Loughlin, F., Neal, J.C., Sampson, C.C., Kanae, S., Bates, P.D., 2017. A high-accuracy map of global terrain elevations. *Geophys. Res. Lett.* 44, 5844–5853. <https://doi.org/10.1002/2017GL072874>
- Yao, Y., Huang, Z., Monismith, S.G., Lo, E.Y.M., 2013. Characteristics of Monochromatic Waves Breaking over Fringing Reefs. *J. Coast. Res.* 286, 94–104. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-12-00021.1>
- Yates, K.K., Zawada, D.G., Smiley, N.A., Tiling-Range, G., 2017. Divergence of seafloor elevation and sea level rise in coral reef ecosystems. *Biogeosciences* 14, 1739–1772. <https://doi.org/10.5194/bg-14-1739-2017>
- Young, I.R., 1988. Parametric hurricane wave prediction model. *J. Waterw. Port, Coastal, Ocean Eng.* 114, 637–652.
- Young, I.R., Vinoth, J., 2013. An “extended fetch” model for the spatial distribution of tropical cyclone wind-waves as observed by altimeter. *Ocean Eng.* 70, 14–24. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2013.05.015>
- Young, I.R., Zieger, S., Babanin, A. V., 2011. Global trends in wind speed and wave height. *Science* (80-. ). 332, 451–455.
- Zedler, J.B., Kercher, S., 2005. Wetlands resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 39–74. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>
- Zhang, K., Liu, H., Li, Y., Xu, H., Shen, J., Rhome, J., Smith, T.J., 2012. The role of mangroves in attenuating storm surges. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 102–103, 11–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.02.021>
- Zijlema, M., Stelling, G., Smit, P., 2011. SWASH: An operational public domain code for simulating wave fields and rapidly varied flows in coastal waters. *Coast. Eng.* 58, 992–1012. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2011.05.015>



# Apéndice A (Capítulo 1)

## Valor histórico de los servicios ecosistémicos

La revisión bibliográfica de los valores de servicios ecosistémicos publicados en la literatura a lo largo de la historia se organizará en base a las tres etapas descritas en el apartado “1.2.5 Aplicaciones de los servicios ecosistémicos: Soluciones naturales”: concienciar → priorizar → actuar.

### A) CONCIENCIANDO A LA SOCIEDAD: VALOR TOTAL GLOBAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Son varios los autores que han revisado periódicamente el estado del arte en materia de valoración de servicios ecosistémicos. Desde Costanza et al., (1997), hasta las más recientes (Costanza et al., 2014; de Groot et al., 2012; Kubiszewski et al., 2017; Mehvar et al., 2018) han pasado 21 años en los que se ha observado un notable cambio en el valor global de los servicios (Tabla A1).

Entre 1997 y 2011, por ejemplo, el valor total de los beneficios de los ecosistemas aumentó un 163%, pasando de 46 trillones Int\$2007/año a 121 trillones int\$2007 (Costanza et al., 2014; de Groot et al., 2012). Esto quiere decir que la pérdida de la capacidad para prestar servicios debida a la degradación de los ecosistemas o al cambio en los usos del suelo ha puesto en valor, aún más, los beneficios presentes de los recursos naturales.

Este cambio ha sido también proyectado a futuro (Kubiszewski et al., 2017) aunque el rango de incertidumbre de las proyecciones es demasiado amplio. Puede que, en 2050, el valor global de los servicios ecosistémicos oscile entre 71 trillones int\$2007/año y 172 trillones int\$2007/año (1 trillón=10<sup>12</sup>), es decir, que aumente un 21% o que disminuya hasta un 35%, según el escenario que se proyecte. El rango de valores obtenido está basado en dos escenarios opuestos de cambio en los usos del suelo y del valor unitario de los ecosistemas ([www.greattransition.org/explore/scenarios](http://www.greattransition.org/explore/scenarios)):

*“Fortress World”*: Se trata del escenario más pesimista, porque supone una evolución hacia la desigualdad social y el deterioro de la conciencia ecológica mundial, donde una minoría privilegiada hará una gestión sostenible de los recursos naturales críticos. Más allá de esos recursos se producirá una degradación general de los ecosistemas, con pérdidas estimadas, por ejemplo, de la cobertura de manglar de casi un 95% y de la cobertura de arrecifes de coral de un 100%.

*“Great Transition”*: Se trata del escenario opuesto al anterior en el que se llevarán a cabo soluciones para un desarrollo sostenible, se conservarán los recursos naturales y habrá una distribución más equitativa de la riqueza. Esto tendría repercusión sobre la extensión de los ecosistemas, que revertirían la tendencia actual a desaparecer e incluso podrían recuperarse ligeramente. Por ejemplo, este escenario estima que los arrecifes de coral ocupen un 21% más de superficie en 2050 que hoy en día.

Teniendo en cuenta que la superficie terrestre total es de 51,125 millones de hectáreas y asumiendo que el total de la tierra está ocupada por recursos naturales, sin que haya cambios en el futuro, se puede transformar el valor absoluto de los servicios ecosistémicos a términos relativos (unitarios). Ambas formas de representar el valor de los ecosistemas se recogen en la Tabla A1.

	1997	2011	2050
<b>VALOR ABSOLUTO</b> (trill. Int\$2007/año)	46	121	71 (FW) 172 (GT)
<b>VALOR UNITARIO</b> (mill. Int\$2007/ha/año)	0,90	2,37	1,39 (FW) 4,64 (GT)
	(Costanza et al., 1997)	(Costanza et al., 2014; de Groot et al., 2012)	(Kubiszewski et al., 2017)

**Tabla A1: Valor global de los servicios ecosistémicos.** Valor global, absoluto y unitario de los servicios ecosistémicos: pasado (1997), presente (2011) y futuro (2050). Para el futuro se contemplan dos alternativas: escenario “Fortress World” (FW) y escenario “Great Transition” (GT). Fuente: Elaboración propia a partir de los datos recogidos por Costanza et al., 1997, Costanza et al., 2014., de Groot et al., 2012 y Kubiszewski et al., 2017.

Esta idea tan “materialista” de poner precio al planeta donde vivimos cumple la misión que, durante años, los ecólogos fueron incapaces de transmitir: sensibilizar a la sociedad del “tesoro” natural



disponible, cuyo valor representa más de la mitad de toda la riqueza mundial, que actualmente se sitúa en 280 trillones int\$, por los 121 trillones int\$ en los que está valorado el capital natural en 2011 (1 trillón=10<sup>12</sup> int\$). Ahora bien, más allá de resaltar la magnitud del valor de la naturaleza (capital natural), estos datos de macro escala no sirven en un contexto de toma de decisiones. Debemos seguir avanzando y acercarnos al objetivo de pasar a la acción, para lo cual tenemos que desagregar la riqueza natural total por ecosistemas y servicios que estos ofrecen, con el objetivo de comparar entre sí los recursos y priorizar aquellos que tienen mayor valor según el interés de los tomadores de decisiones (gobiernos, comunidades, empresarios, aseguradoras, etc.).

#### B) PRIORIZANDO LOS RECURSOS: VALORES DESAGREGADOS DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Como se explicó en el apartado “1.2.6 Usos y retos de los servicios ecosistémicos”, valorar los servicios ecosistémicos carece de sentido si no se orienta dicha valoración hacia un objetivo concreto. Tras contextualizar el valor total de los ecosistemas como parte representativa de la riqueza total mundial, se han desagregado los valores por ecosistema y por servicio. No todos los biomas están incluidos en el análisis, solo aquellos que más valoraciones han recibido y que más impacto tienen sobre el bienestar de las personas.

Como el tema principal de esta tesis es valorar los servicios de protección frente a inundación de los arrecifes de coral y los manglares, y el servicio de protección es un sub-servicio del de regulación (MEA, 2005), en la Tabla A2 se incluye este grupo dentro de la clasificación (marcado en rojo).

#### **% variación con los años de los servicios**

La tendencia general histórica de todos los servicios ha sido aumentar su valor, especialmente los servicios de soporte y regulación, con un incremento del 121% y del 473%, respectivamente. Las proyecciones futuras más optimistas apuntan, también, a una subida general del valor de todos los servicios ecosistémicos, aunque menor que el observado en el pasado, siendo, en este caso, el servicio de regulación el que más aumente, con un 228% respecto a 2011.

#### **% variación con los años de los ecosistemas**

Si nos fijamos en la evolución del valor por ecosistema, vemos que no todos han seguido el mismo patrón. Mientras que ecosistemas, como los arrecifes de coral o los manglares, han visto multiplicado su valor por 20 y por 10, respectivamente, los humedales continentales y los ríos y lagos han perdido del orden de un 50-60% de capital natural durante los últimos años. A futuro, el escenario más optimista prevé un ligero aumento del valor de todos los ecosistemas, incluidos los que históricamente lo habían perdido, y son precisamente los ecosistemas de agua dulce (ríos y lagos) los que experimenten un mayor crecimiento porcentual de capital, de más del 250%.

**Servicio de más valor y ecosistema de más valor**

El servicio de regulación es el que más beneficio económico absoluto aporta, con una valoración que ha ido creciendo desde los 19,4 trillones int\$/año de 1997 a los 42,9 trillones int\$/año de 2011, y se prevé que pueda llegar a los 56,1 trillones int\$/año en 2050. En cuanto a los ecosistemas, los océanos son los que más valor tienen. Parece evidente esta afirmación, pues también son los que más superficie ocupan del planeta. Su valor estimado ha ido creciendo desde los 11,6 trillones int\$/año hasta los 16,3 trillones int\$/año en el año 2011. En 2050, este ecosistema podría alcanzar un valor de 26,3 trillones int\$/año.

**Arrecifes y manglares por año: ranking y valor**

Sin embargo, otros recursos naturales, como los manglares y arrecifes de coral, han ido ganando protagonismo a lo largo de la historia, hasta situarse como el 2º y 4º ecosistema más valioso, respectivamente. En 2011, el valor total de los arrecifes de coral alcanzó los 9,86 trillones int\$/año, y el de los manglares los 21,13 trillones int\$/año. Pero lo más significativo es su valor máximo esperado en 2050, que los sitúa a ambos en 2º y 3º lugar, con un capital de 14,8 trillones int\$/año para los corales y 25,1 trillones int\$/año para los manglares.

**Servicio de protección de arrecifes y manglares por año: valor e incremento**

En su papel de proteger la costa, los arrecifes de coral y los manglares han multiplicado su valor por 23 y por 8, respectivamente, y se estima que en 2050 el papel de estos ecosistemas, como mecanismos de defensa costera, aporte un beneficio a la sociedad valorado en 710 billones int\$/año (1 billón=10<sup>9</sup>) en el caso de los corales, y 690 billones int\$/año en el caso de los manglares; es decir, un 50% y un 19% más que en el año 2011.

# VALOR HISTÓRICO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

		1997 (Costanza et al., 1997) *en rojo el valor de protección por separado					2011 (Costanza et al., 2014; de Groot et al., 2012) *en rojo el valor de protección por separado					2050 (Mínimo-Máximo) (Kubiszewski et al., 2017) *en rojo el valor de protección por separado				
		PROVISIÓN	REGULACIÓN (Protección)	CULTURA	SOPORTE	TOTAL 1997	PROVISIÓN	REGULACIÓN (Protección)	CULTURA	SOPORTE	TOTAL 2011	PROVISIÓN	REGULACIÓN (Protección)	CULTURA	SOPORTE	TOTAL 2050
Ecosis. marinos		2,41	1,54	7,54	0,12	11,60	3,39	2,16	10,59	0,17	16,30	3,64	(2,32-3,48)	(11,37-17,09)	(0,18-0,27)	(17,5-26,3)
Arrecifes de coral		0,08	0,24 0,02	0,15	0,02	0,50	1,56	4,80 0,48	3,05	0,45	9,86	0,00	(0,00-7,20) (0,00-0,71)	(0,00-4,57)	(0,00-0,68)	(0-14,8)
Sistemas costeros		0,90	9,74	0,11	0,14	10,90	0,99	10,70	0,12	0,16	11,97	0,85	(9,1-12,60)	(0,11-0,15)	(0,13-0,18)	(10,3-14,1)
Manglares		0,04	2,04 0,06	0,03	0,20	2,30	0,33	18,70 0,58	0,24	1,87	21,13	0,02	(1,2-22,21) (0,04-0,69)	(0,02-0,28)	(0,14-2,22)	(1,6-25,1)
Humedal continental		0,29	3,04	0,74	0,43	4,50	0,13	1,39	0,34	0,20	2,05	0,02	(0,20-3,79)	(0,05-0,92)	(0,03-0,54)	(0,3-5,6)
Aguas dulces		0,36	0,04	0,41	0,00	0,81	0,15	0,01	0,17	0,00	0,33	0,35	(0,03-0,05)	(0,39-0,59)	(0,00-0,00)	(0,77-1,15)
Bosques tropicales		1,84	2,55	0,87	0,04	5,30	2,29	3,17	1,09	0,05	6,61	1,67	(2,31-3,75)	(0,79-1,28)	(0,04-0,06)	(4,8-7,8)
Bosques templados		0,27	0,20	0,39	0,34	1,20	1,99	1,46	2,94	2,56	8,95	1,38	(1,01-1,87)	(2,04 3,78)	(1,77-3,29)	(6,2-11,5)
Zonas arboladas		0,07	0,01	0,00	0,34	0,42	0,39	0,08	0,01	1,97	2,45	0,69	(0,14-0,25)	(0,02-0,03)	(3,46-6,30)	(4,3-7,84)
Praderas y pastizales		0,35	0,04	0,05	0,33	0,78	3,74	0,46	0,55	3,48	8,24	3,64	(0,44-0,81)	(0,54-0,98)	(3,38-6,16)	(8-14,56)
TOTAL		6,6	6,6	19,4	10,3	1,9	38,3	14,9	42,9	19,1	10,9	87,9	12,2 23,4	(171-56,1)	(15,3-29,7)	(9,1-19,7)

**Tabla A2: Valor Anual Esperado (VAE) global de todos los servicios y todos los ecosistemas.** Estas cantidades están agregadas globalmente, por ecosistema y por servicio, y están expresadas en trillones int\$2007/año para tres horizontes temporales: pasado (1997), presente (2011) y futuro (2050). Fuente: Elaboración propia.

C) ACTUANDO EN FAVOR DE LA NATURALEZA: VALORES UNITARIOS DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Si el Valor Anual Esperado (VAE) de los servicios ecosistémicos nos da el orden de magnitud de la riqueza ecológica (Tabla A2), el Valor Anual Unitario Esperado (VAUE), calculado por hectárea de ecosistema, nos permite relativizar todos los ecosistemas y compararlos entre sí con el objetivo de identificar los más sensibles ante cambios en su funcionamiento (Tabla A3).

**% variación con los años de los servicios**










La evolución histórica del VAUE de todos los servicios ecosistémicos experimentó un crecimiento mucho más notable que el VAE, debido a la pérdida de superficie de los recursos naturales entre 1997 y 2011. De todos los servicios, a nivel global, el que más ha incrementado su valor ha sido el servicio cultural (siete veces superior al de 1997), también inducido por cambios en el uso de los ecosistemas y la potenciación de estos como recurso turístico. Las previsiones futuras, basadas en el escenario de conservación de la cobertura ecosistémica actual (el más optimista), no hará crecer tanto los valores unitarios (entre un 20% y un 30% más).

**% variación con los años de los ecosistemas**

Centrando nuestra atención en cada ecosistema, entre 1997 y 2011, los ríos y lagos han perdido un 60% de su valor por hectárea. Los ecosistemas que más se han revalorizado en este periodo son los arrecifes de coral y los manglares, que han visto multiplicado su valor por 43 y por 13, respectivamente. La previsión es que en 2050 sean los ecosistemas de agua dulce los que recuperen más valor unitario, con un incremento de algo más del 250%.

**Servicio de más valor y ecosistema de más valor**

Si elaboramos un ránking por servicio, al igual que en términos absolutos, el de regulación es el que mayor beneficio por hectárea aporta, con 389.683 int\$/ha/año, previendo que pueda crecer hasta los 468.279 int\$/ha/año en 2050. El reparto por ecosistema pone en cabeza a los arrecifes de coral y los manglares con un valor, a fecha de 2011, de 352.249 int\$/ha/año y 193.844 int\$/ha/año, respectivamente, que, en el futuro, puede llegar a los 422.857 int\$/ha/año en el caso de los corales y 232.407 int\$/ha/año en el de los manglares. El rol que juegan como mecanismos de defensa de la costa es, en términos unitarios, más relevante para los corales (16.991 int\$/ha/año en 2011) que para los manglares (5.351 int\$/ha/año en 2011). Esto no solo es debido a la capacidad física de ambos para proteger la costa de amenazas climáticas, sino al retroceso en la superficie de cada ecosistema, más acentuada en el caso de los arrecifes de coral (50% de degradación, respecto al 30% de los manglares).

		1997 (Costanza et al., 1997) *en rojo el valor de protección por separado					2011 (Costanza et al., 2014; de Groot et al., 2012) *en rojo el valor de protección por separado					2050 (Mínimo-Máximo) (Kubiszewski et al., 2017) *en rojo el valor de protección por separado				
		PROVISIÓN	REGULACIÓN (Protección)	CULTURA	SOPORTE	TOTAL 1997	PROVISIÓN	REGULACIÓN (Protección)	CULTURA	SOPORTE	TOTAL 2011	PROVISIÓN	REGULACIÓN (Protección)	CULTURA	SOPORTE	TOTAL 2050
Ecosis. marinos		73	46	227	4	349	102	65	319	5	491	110	165	(70-105)	(342-515)	(527-792)
Arrecifes de coral		1276	3926 389	2492	371	8065	55724	171478 16991	108837	16210	352249	0	66894	(0-205851) (0-20397)	(0-130653)	(0-422857)
Sistemas costeros		2377	25638	298	372	28684	2396	25847	300	375	28918	1931	2870	(20828-30965)	(242-359)	(23303-34644)
Manglares		216	12334 385	158	1232	13939	2998	171515 5351	2193	17138	193844	2475	3594	(141570-205636) (4417-6416)	(1810-2629)	(160000-232407)
Humedal continental		1762	18440	4464	2607	27273	1659	17364	4203	2455	25681	1384	1999	(14489-20919)	(3507-5064)	(21429-30939)
Aguas dulces		4689	458	5307	0	10455	1914	187	2166	0	4267	4486-6728	(438-657)	(5076-7614)	(0-0)	(10000-15000)
Bosques tropicales		969	1340	460	21	2789	1828	2529	867	39	5263	1507	2237	(2085-3095)	(715-1061)	(4340-6441)
Bosques templados		137	100	202	176	614	671	491	990	862	3014	559	837	(409-613)	(825-1235)	(2512-3761)
Zonas arboladas		49	10	1	248	308	253	51	7	1277	1588	530	797	(107-161)	(15-22)	(3326-5003)
Praderas y pastizales		140	17	21	130	308	1305	159	193	1214	2871	1515	2274	(185-277)	(224-336)	(3332-5002)
<b>TOTAL</b>		<b>11686</b>	<b>62310</b>	<b>13628</b>	<b>5160</b>	<b>92784</b>	<b>68850</b>	<b>389686</b>	<b>120075</b>	<b>39575</b>	<b>618186</b>	<b>14496</b>	<b>88395</b>	<b>(180181-468279)</b>	<b>(12756-149489)</b>	<b>(228769-756846)</b>

**Tabla A3: Valor Anual Unitario Esperado (VAUE) global de todos los servicios y todos los ecosistemas.** Estas cantidades están agregadas globalmente, por ecosistema y por servicio, expresadas en millones int\$2007/ha/año para tres horizontes temporales: pasado (1997), presente (2011) y futuro (2050). Fuente: Elaboración propia.

Son relativamente pocos los estudios que han valorado la protección costera de los ecosistemas como principal objetivo (Morris et al., 2018). En el caso concreto de los arrecifes de coral, tan solo el 18% de las valoraciones de servicios ecosistémicos se centran en el servicio de protección. Algo similar sucede con los manglares, de los que el 26% de las investigaciones analizan el rol de este ecosistema para proteger la costa.

## Apéndice B (Capítulo 2)

# Definiciones y conceptos clave para entender las componentes de la cota de inundación

Es importante conocer el significado físico de las variables que intervienen en la cota de inundación:

**Subsidencia:** Es un hundimiento progresivo de la litosfera, debido al movimiento relativo entre placas tectónicas o al asentamiento en el terreno de cuencas sedimentarias. Normalmente se refiere a movimientos lentos, de largo plazo y de origen natural, aunque se ha descubierto que también puede acelerarse por la acción humana, por ejemplo, debido a explotaciones petrolíferas subterráneas.

**Aumento del Nivel Medio del Mar:** Se refiere al aumento progresivo de nivel debido al incremento del volumen de agua de los océanos. Este incremento se está viendo acelerado por el cambio climático y alcanza actualmente una tasa media de 3,3 mm/año. El origen de este aumento está en la expansión térmica de los océanos por su cambio de temperatura (1mm/año), en la pérdida de hielo y nieve de los glaciares (0,9mm/año), el deshielo antártico (0,3mm/año), el deshielo y caída al océano del hielo de Groenlandia (0,85 mm/año) y el aporte de aguas continentales (0,25mm/año).

**Marea astronómica:** Son oscilaciones de nivel periódicas debidas al efecto gravitacional del conjunto tierra-sol-luna. Es una variable determinista y, por tanto, predecible, pues conociendo su forzamiento se puede estimar su amplitud en cualquier momento y en cualquier parte del mundo.

**Marea meteorológica:** Es la sobreelevación de la superficie del mar debido a gradientes de presión atmosférica en zonas de generación de borrascas y huracanes. Esta sobreelevación se propaga hacia la costa como una ola de largo periodo y a una velocidad proporcional a la profundidad, de tal forma que al llegar a zonas poco profundas se frena, se peralta y su contribución a la cota de inundación puede ser del orden de metros.

**Set-up:** Es la sobreelevación estática de nivel del mar que se produce cuando las olas rompen. La disipación de energía al romper provoca una descompensación de presiones entre la zona pre-rotura (mayor presión) y la zona post-rotura (menor presión). Para equilibrar este gradiente de presiones el nivel del mar se eleva después de la rotura dando lugar al set-up.

**Swash:** Es la componente de ascenso y descenso de las olas de corto periodo sobre el talud de la playa, es decir, el agua que vemos subir y bajar por la arena cada pocos segundos.

**Surf-beat:** Es la componente de ascenso y descenso de las ondas infragravitatorias sobre el talud de la playa. Se produce en periodos de 1 a 5 minutos y es la consecuencia de la onda larga inicialmente ligada a los grupos de olas de corto periodo y liberada cuando el tren de olas se acerca a la costa e interactúa con el fondo y se disipa.



## Apéndice C (Capítulo 2)

# Procesos físicos de la interacción flujo-ecosistema

Cuando un ecosistema interacciona con el agua en movimiento, se producen dos tipos de fuerzas entre el fluido (agua) y el obstáculo (ecosistema): Fuerzas de presión ( $F_{DP}$ ) y fuerzas de fricción ( $F_{DF}$ ). La suma de ambas fuerzas se conoce como fuerza de arrastre ( $F_D$ ) y tiene la expresión de la Ecuación C1:

$$F_D = F_{DP} + F_{DF} = \frac{1}{2} \rho A_f C_{DP} V^2 + \frac{1}{2} \rho A_s C_{DF} V^2 \quad (C1)$$

Las fuerzas de presión, o de forma, son las que ejerce el objeto sobre el fluido, debido a las perturbaciones producidas al pasar de un lado a otro. Estas perturbaciones producen un gradiente de presión entre ambos lados del obstáculo que resulta en una fuerza opuesta al movimiento del fluido (fuerza de presión). Las fuerzas de presión dependen de la forma del obstáculo ( $C_{DP}$ ), del área frontal que se encuentra el fluido al “chocar” ( $A_f$ ) y de la velocidad relativa entre el fluido y el obstáculo ( $V$ ).

Las fuerzas de fricción, o viscosas, son las producidas por el rozamiento del fluido con la superficie del obstáculo. Este rozamiento genera una fuerza en sentido contrario al movimiento, que depende de la rugosidad de la superficie del obstáculo ( $C_{DF}$ ), de la superficie de contacto ( $A_s$ ) y de la velocidad relativa entre el fluido y el obstáculo ( $V$ ).

Los parámetros de forma que definen las fuerzas de presión y las fuerzas de fricción ( $C_{DP}$  y  $C_{DF}$ , respectivamente) dependen de un número adimensional conocido como número de Reynolds ( $Re$ ). Para números de Reynolds muy pequeños ( $Re < 1$ ), las fuerzas de fricción predominan sobre las de presión. Esto sucede cuando la superficie del objeto es muy rugosa (un fondo de arrecife de coral). Para números

de Reynolds altos ( $Re > 4000$ ), las fuerzas de presión predominan sobre las de fricción. Este es el caso de superficies planas perpendiculares a la dirección del flujo (el tronco de un manglar).

Estas fuerzas son las que aparecen cuando las olas se propagan en presencia de un ecosistema, pero no todos los ecosistemas marinos interactúan de la misma forma con el agua. Los arrecifes de coral y los manglares disipan la energía del oleaje de manera distinta, y resulta fundamental conocer las fuerzas que actúan en la interacción de cada ecosistema con las olas para comprender los mecanismos de defensa de la costa de ambos recursos naturales.

Los arrecifes de coral son ecosistemas sumergidos a profundidades entre 1 y 3 metros que, puntualmente, pueden emerger, pero la mayoría se encuentran bajo el agua. Se trata de estructuras rugosas donde la superficie en la dirección del flujo (horizontal) es muy extensa. Por tanto, las fuerzas de fricción son las que predominan en presencia de arrecifes de coral, mientras que las de presión se consideran despreciables.

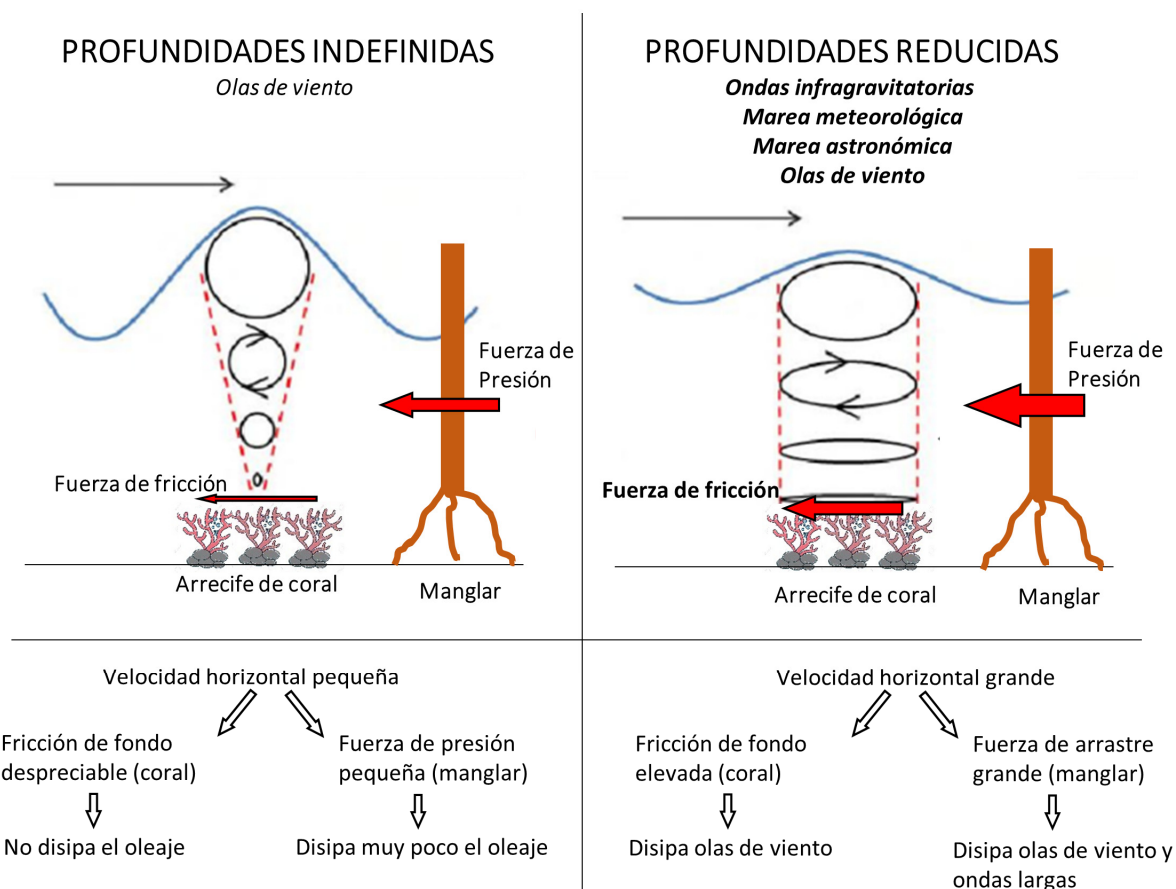
Los manglares son ecosistemas emergidos cuya estructura vertical, tanto de las raíces como del tronco, es aproximadamente cilíndrica. Además, ocupan toda la columna de agua y su orientación es perpendicular a la dirección del flujo. En consecuencia, las fuerzas de presión son las que dominan en este tipo de ecosistema, siendo las de fricción muy pequeñas en comparación con estas últimas.

Tras conocer la componente de la fuerza de arrastre predominante en arrecifes y manglares, vamos a explicar ante qué tipo de oleaje es más efectivo cada uno de ellos (olas de viento, ondas infragravitatorias y marea meteorológica).

La presencia de arrecifes de coral y manglares modifica la trayectoria de las partículas de agua debido a la fuerza de arrastre que se genera en la interacción flujo-vegetación. Las partículas de agua en un movimiento oscilatorio, como es el oleaje, tienen un desplazamiento vertical y un desplazamiento horizontal. El desplazamiento horizontal no cambia con la profundidad, a menos que se encuentre con un obstáculo como las raíces de un manglar, por ejemplo. Si se encuentra con este obstáculo, la velocidad horizontal de la partícula se reduce, creando un gradiente de presión que deriva en la generación de una fuerza de arrastre. Por su parte, el desplazamiento vertical de las partículas decrece linealmente desde la superficie hasta hacerse nulo en el fondo.

En condiciones de profundidades indefinidas (por ejemplo, olas de corto periodo propagándose sobre mucho calado), la amplitud vertical es máxima en superficie e igual a la amplitud horizontal, dando lugar a una órbita circular (ver panel izquierdo de la Figura C1). En el fondo, el movimiento puede ser nulo, pues las partículas de agua en el lecho marino no perciben el paso de las olas (Dean and Dalrymple, 1991) ¿Qué pasa con los arrecifes de coral y los manglares en este caso? Los arrecifes de coral, al estar ubicados en el fondo, no perciben ningún movimiento de las partículas de agua y no producen ningún efecto sobre la disipación del oleaje en condiciones de profundidades indefinidas. Los

manglares, pese a ocupar toda la columna de agua, tampoco generan excesiva resistencia, aunque sí algo más que los corales (fuerza de arrastre de presión).



**Figura C1: Procesos físicos en la interacción olas-ecosistemas.** Fuerzas generadas en condiciones de profundidades indefinidas (panel izquierdo) y fuerzas generadas en condiciones de profundidades reducidas (panel derecho). Fuente: Elaboración propia.

En condiciones de profundidades reducidas (las ondas largas, como la marea meteorológica, la marea astronómica o las ondas infragravitatorias, siempre se propagan en condiciones de profundidades reducidas, al igual que las olas de corto periodo cuando se transmiten en zonas de poco calado), la trayectoria horizontal de las partículas es mucho mayor que la vertical (ver panel derecho de la Figura C1). En consecuencia, y al contrario de lo que sucede en profundidades indefinidas, los arrecifes de coral sí perciben el movimiento del fluido en el fondo, y se genera una fuerza de arrastre por fricción que se opone al movimiento de las olas. Los manglares también actúan como freno en este caso, pero lo hacen generando una fuerza de arrastre de presión en toda la columna de agua.

En resumen, los arrecifes de coral, por sus características (rugosidad) y ubicación (en el fondo), disipan la energía de las olas de viento por mecanismos de fricción. Los manglares, por su parte, disipan tanto ondas largas como olas de viento, generando fuerzas de presión. La Figura C1 resume gráficamente todos los procesos físicos explicados en la interacción flujo-ecosistema. Tras esta disertación, se llega a la conclusión de que la capacidad de los ecosistemas para disipar la energía del oleaje y para proteger la costa es muy sensible a (1) el nivel del mar o profundidad local y (2) al estado de conservación del

ecosistema (Tschirky et al., 2001). Si se cumplen las proyecciones de cambio climático que apuntan hacia un aumento del nivel del mar y un incremento de la temperatura de los océanos (Wong et al., 2014), que acelere la degradación de los ecosistemas, la repercusión sobre la capacidad de protección de la costa será doblemente negativa.

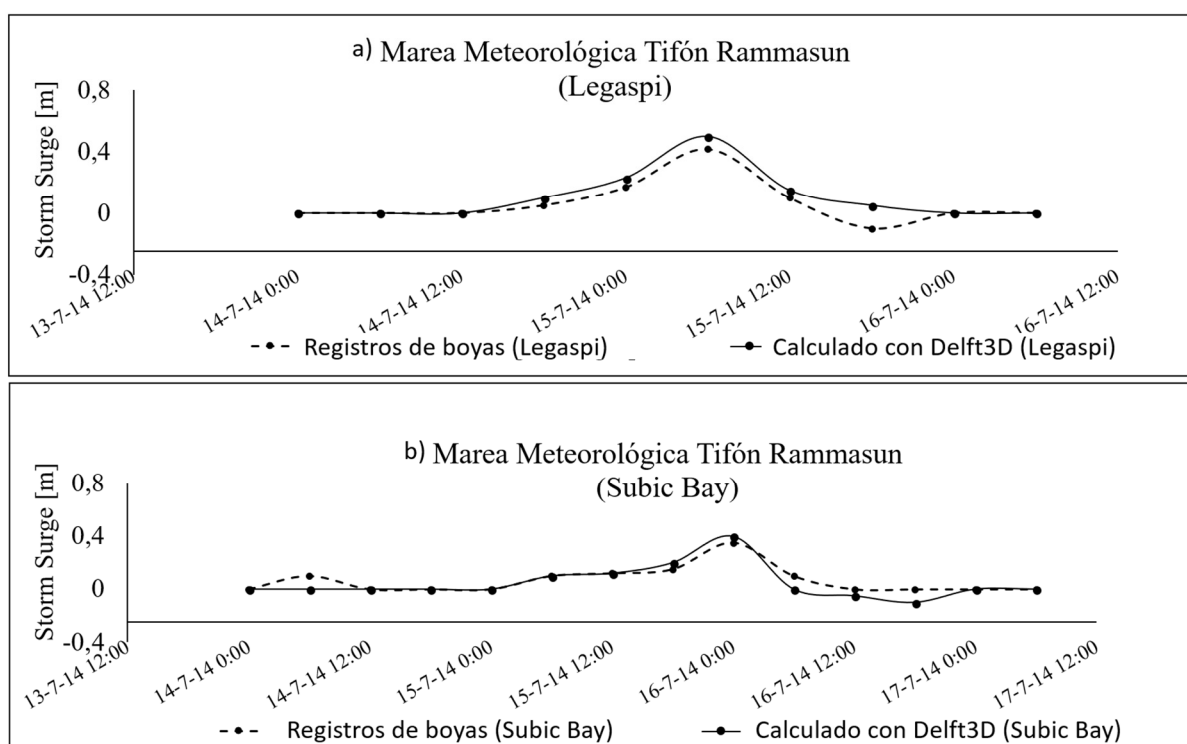
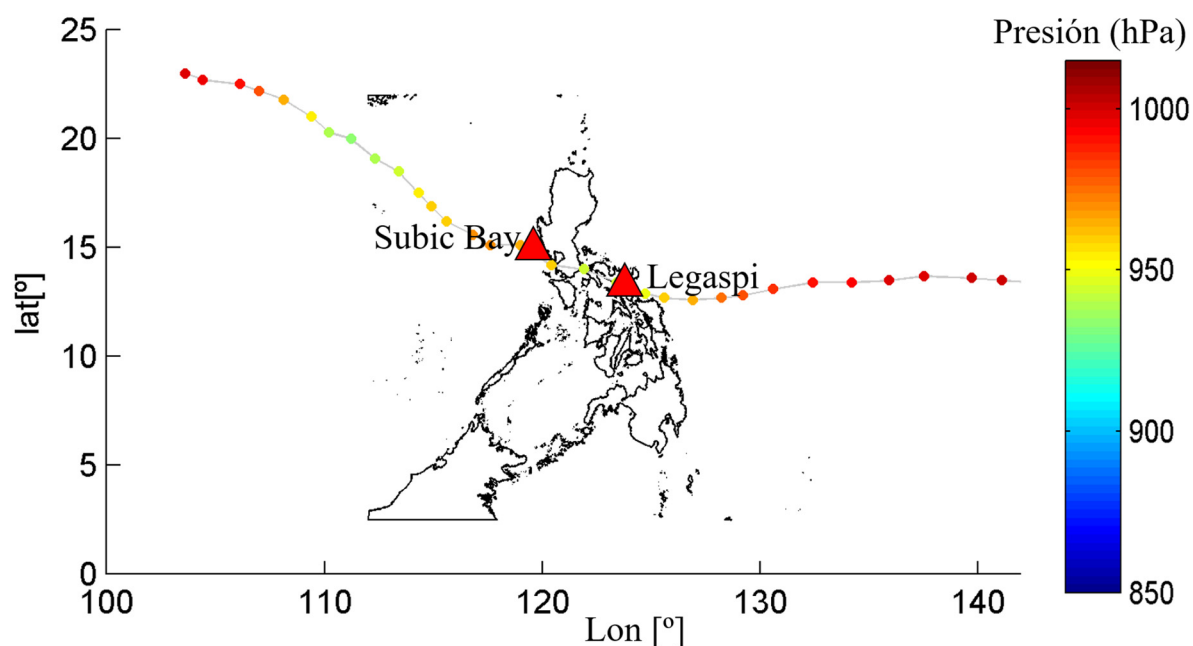
## **Apéndice D (Capítulo 4)**

# **Validación y análisis de sensibilidad del modelo Delft3D (Filipinas)**

Para comprobar la capacidad del modelo Delft3D de simular las dinámicas generadas por ciclones tropicales y modelar las transformaciones sobre el hábitat, hemos hecho las siguientes validaciones y análisis de sensibilidad, tanto “offshore” como en costa:

### VALIDACIONES “OFFSHORE”

En Filipinas, se validó el modelo Delft3D comparando el nivel de marea meteorológica producido por un ciclón tropical, el Tifón Rammasun (Julio 2014), con los registros instrumentales de dos boyas localizadas en Legaspi y Subic Bay (Figura D1). Se probaron diferentes forzamientos combinando distintas condiciones de viento, oleaje, marea meteorológica y marea astronómica. La comparación entre los resultados del modelo numérico y las mediciones de boyas muestran una gran similitud en ambas localizaciones, lo cual evidencia la precisión del modelo Delft3D para simular eventos de este tipo, incluso en zonas de islas, como Filipinas, geográficamente complejas. A través de esta validación, se ha observado que el mar de fondo durante un ciclón tropical apenas tiene incidencia sobre el nivel total de marea, porque el mar de viento es la componente del oleaje predominante en estos casos.



**Figura D1: Validación de la marea meteorológica producida por el Tifón Rammasun en Legaspi y Subic Bay (Filipinas).** El panel superior representa la traza de mínima presión del ciclón (hPa). Los dos paneles inferiores muestran la comparación del registro instrumental de marea meteorológica con los valores calculados numéricamente con el modelo Delft3D. Fuente: Elaboración propia.

## VALIDACIONES CERCA DE COSTA

El nivel total de agua en costa, generado a partir del oleaje y marea meteorológica propagados sobre el ecosistema, ha sido validado comparando simulaciones 1-D y 2-D del modelo Delft3D con datos instrumentales medidos en la bahía de Pagbilao para el tifón Betty, de categoría 5, que golpeó Filipinas entre el 7 y el 17 de agosto de 1987. Las simulaciones numéricas 2-D se realizaron sobre una

mallla de 100x100 metros de tamaño de celda cubriendo todo Pagbilao, y el modelo se forzó con los vientos de la base de datos de ciclones tropicales IBTrACS. Por su parte, las simulaciones 1-D se llevaron a cabo sobre perfiles perpendiculares a la costa, separados 100 metros entre sí y con un tamaño de celda de 100 metros. La cota de inundación obtenida en ambos casos sobreestima los niveles reales medidos en campo, debido, entre otras cosas, a la incapacidad para captar correctamente la cobertura de manglar al utilizar tamaños de celda de 100 metros. Al repetir ambas pruebas (1-D y 2-D) sobre un tamaño de celda menor (10 m), se obtuvieron valores mucho más parecidos a la realidad. Por tanto, para modelar los procesos en costa de interacción de las dinámicas con el ecosistema, es necesario recurrir a celdas de muy alta resolución (~10 m). Este requisito dificulta la implementación bidimensional del modelo a escalas demasiado grandes (todo Filipinas, por ejemplo) por el excesivo número de elementos de la malla numérica y el consecuente coste computacional. Por eso la alternativa de resolver las dinámicas en costa con perfiles unidimensionales es la forma más eficiente de abordar grandes escalas. Además de ser una opción computacionalmente poco exigente, los resultados observados de la cota de inundación apenas difieren de los obtenidos al utilizar una malla 2-D.

### ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

A parte de validar la capacidad del modelo para reproducir los procesos “offshore” y “nearshore”, hemos hecho un análisis de sensibilidad para testar la cota de inundación obtenida con el modelo Delft3D para diferentes configuraciones de costa:

Análisis de sensibilidad frente a la intensidad y duración del pico de la marea meteorológica durante el ciclón tropical y el ancho del manglar: Se ejecutaron una serie de simulaciones numéricas 1-D sobre perfiles de 5 metros de tamaño de celda (en total 5001 celdas) cubriendo diferentes intensidades de marea meteorológica (0,5 m, 1,2 m y 3 m), duraciones del evento (2h, 4h, 6h y 8h) y anchos del campo de manglar (0 km, 2 km, 4 km, 6 km, 8 km, 10 km, 12 km y 15 km). Para representar la rugosidad del fondo se aplicó un coeficiente de Manning  $n=0,15$  sobre los manglares y  $n=0,02$  sobre el resto de los fondos (Zhang et al., 2012). De las 96 simulaciones realizadas se llegó a las siguientes conclusiones: (1) Para un mismo nivel de marea meteorológica, cuanto mayor sea la duración del evento y menor sea la fricción del fondo, mayor será la inundación producida. (2) La duración de la marea meteorológica es la variable ante la cual la cota de inundación es más sensible. (3) A mayor ancho del campo de manglares, menor nivel de agua en costa y, consecuentemente, menor extensión de la inundación.

*Análisis de sensibilidad frente al efecto combinado de arrecifes de coral y manglares:* Una de las hipótesis realizadas para poder valorar el servicio de protección frente a inundación de cada ecosistema por separado ha sido no considerar la presencia de otros ecosistemas distintos del que se está valorando. Sin embargo, en la realidad esto no es así. Los manglares y arrecifes de coral están presentes de forma simultánea en muchas zonas tropicales y subtropicales del mundo. Por eso hemos llevado a cabo un análisis de sensibilidad para conocer en qué medida la presencia combinada de ambos ecosistemas

condiciona el nivel de la cota de inundación. Hemos simulado con el Delft3D un estado de mar definido por  $H_s=4,5$  m,  $T_p=20$  s y  $SS=1$  m, y cuatro escenarios de presencia de ecosistemas: escenario solo con manglares y corales, escenario solo con manglares, escenario solo con corales y escenario sin ecosistemas. Los resultados muestran que la presencia de los dos recursos naturales a la vez reduce la cota de inundación un 149% respecto al escenario sin ecosistemas. Por su parte, los manglares, por sí solos, son capaces de reducir la cota de inundación un 102%, mientras que los arrecifes de coral, para este estado de mar concreto, tan solo la reducen un 8%. Aunque haya habido conocidos estudios que han destacado la capacidad de los arrecifes de coral para disipar la energía de las olas del orden de un 97% (Ferrario et al., 2014), la variable que determina la inundación, el nivel total de agua en costa, no es tan sensible a la presencia de este ecosistema. Dicho de otra forma: que los arrecifes de coral sean capaces de disipar el 97% de la energía de las olas no significa que esa energía se pierda por completo, sino que gran parte de ella es transferida para aumentar el nivel del mar (set-up) o para aumentar la componente de baja frecuencia del oleaje al llegar a la costa ("surf-beat"). Por eso la cota de inundación no es tan sensible a la disipación del oleaje. Si a esto le sumamos que el efecto de los arrecifes sobre la marea meteorológica es pequeño, queda justificada la tasa de disipación de la cota de inundación observada de un 8%, significativamente inferior a la de los manglares (102%). En Filipinas, el 37% de sus costas están protegidas simultáneamente por arrecifes de coral y manglares. Además, el 63% de las zonas donde hay manglar, también tienen arrecifes de coral. Por tanto, los valores de protección aislados que ofrecen los manglares si no existiesen arrecifes de coral, agregados nacionalmente, sobreestiman los daños respecto a la realidad, pero nos permite estar del lado de la seguridad y conocer el umbral superior de riesgo suponiendo que el otro ecosistema (arrecifes de coral) no existiese.

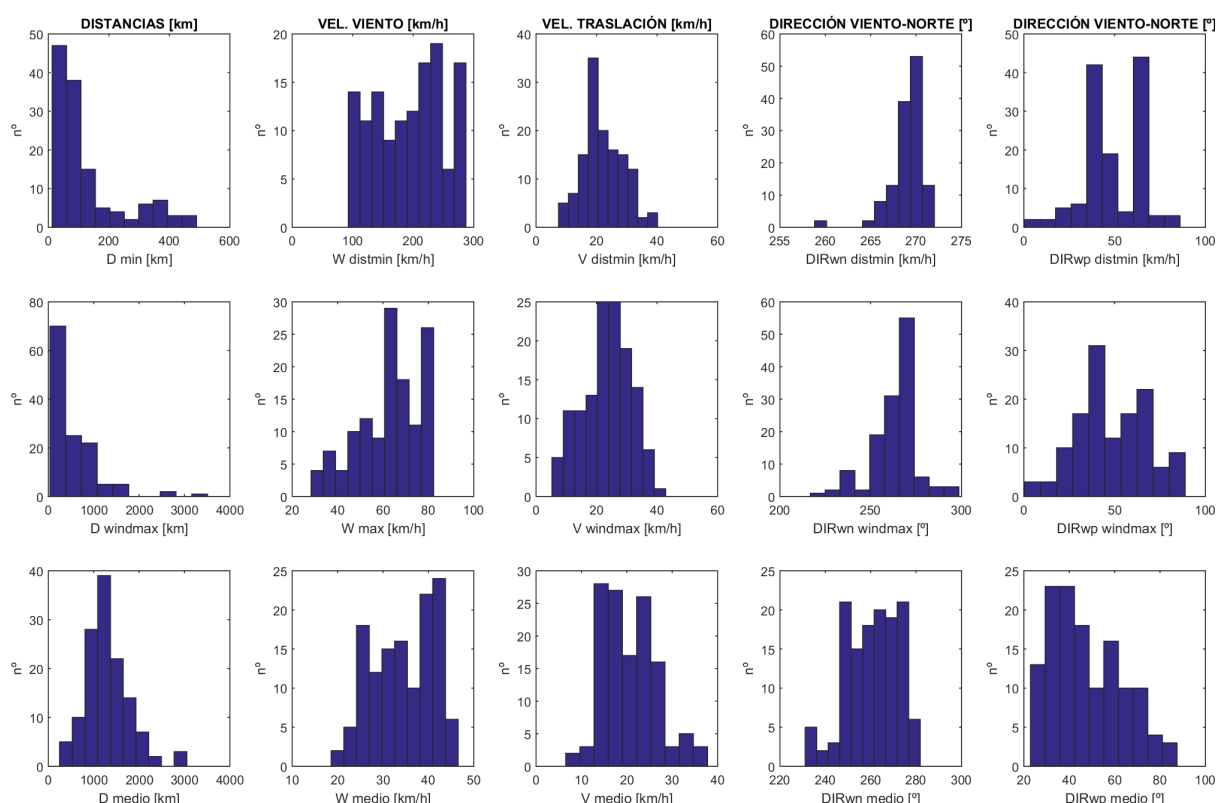


# Apéndice E (Capítulo 5)

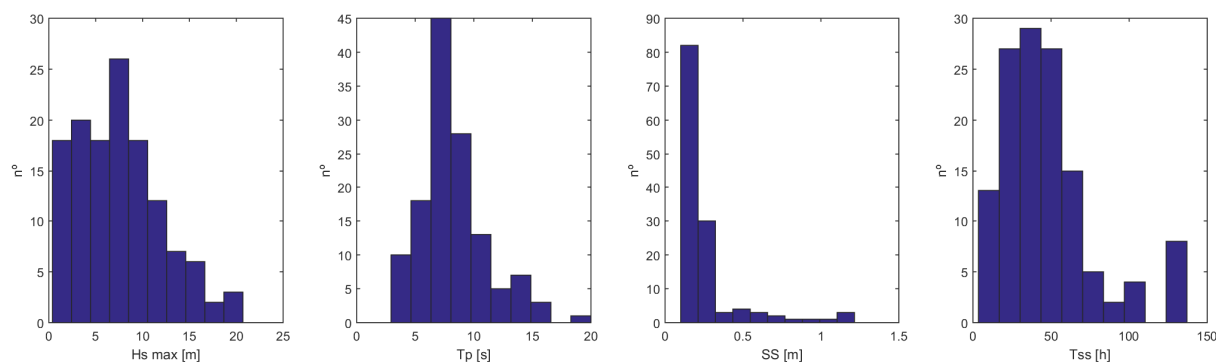
## Modelo de regresión para predecir el oleaje y la marea meteorológica por ciclones tropicales

### VARIABILIDAD DE LOS RESULTADOS DE FILIPINAS

Para demostrar que los datos de Filipinas pueden ser extrapolables a cualquier zona del mundo, hemos representado el rango de todas las variables utilizadas para generar la base de datos final (Figura E1 y Figura E2).



**Figura E1: Histogramas para ver el rango de las variables de todos los ciclones tropicales simulados en Filipinas. Fuente: Elaboración propia.**



**Figura E2: Histogramas para ver el rango de las variables de clima marítimo (“offshore”) generadas por todos los ciclones tropicales simulados en Filipinas.** Fuente: Elaboración propia.

### CORRELACIÓN ENTRE VARIABLES PREDICTORAS (CICLONES) Y VARIABLES A PREDECIR (CLIMA MARÍTIMO)

La Tabla E1 y la Tabla E2 muestran los coeficientes de correlación de Pearson (ecuación 5.1) para distintas relaciones entre parámetros de los ciclones tropicales y variables oceanográficas, de tal forma que nos ayuden a elegir qué tipo de ecuación ajustar para predecir las dinámicas marinas. Las tablas se obtuvieron para dos situaciones: puntos directamente expuestos al ciclón y puntos protegidos por islas e indirectamente expuestos al ciclón. Los mismos valores de estas tablas han sido representados gráficamente para ver a simple vista cuales son las variables de los ciclones tropicales que mejor se correlacionan con las variables oceanográficas, y así construir un modelo predictivo lo más robusto posible (Figura E3, Figura E4, Figura E5, Figura E6, Figura E7, Figura E8, Figura E9 y Figura E10).

#### **A) EXPOSICIÓN DIRECTA AL CICLÓN TROPICAL**

PUNTOS DIRECTAMENTE EXPUESTOS A LOS CICLONES TROPICALES						
		Distancia	Velocidad Viento	Velocidad Traza	Dir. Viento	Dir. Viento-Perfil
		[km]	[km/h]	[km/h]	[° con el Norte]	[°]
Hs	Distancia Mínima	-0,66	0,04	0,05	0,43	0,00
	Viento Máximo	0,01	-0,12	0,04	0,08	-0,21
	Promedio	-0,06	-0,08	0,17	0,16	-0,22
Tp	Distancia Mínima	0,50	0,55	0,24	-0,24	-0,13
	Viento Máximo	0,02	0,52	0,30	-0,20	-0,16
	Promedio	0,31	0,38	0,09	-0,33	-0,20
SS	Distancia Mínima	-0,34	0,22	-0,15	0,19	-0,05
	Viento Máximo	-0,03	0,18	-0,02	-0,06	-0,16
	Promedio	-0,01	0,22	0,01	-0,03	-0,20
T <sub>ss</sub>	Distancia Mínima	0,22	0,26	-0,12	-0,37	-0,22
	Viento Máximo	-0,20	0,27	0,01	0,13	-0,10
	Promedio	0,10	0,36	-0,27	0,18	0,01

**Tabla E1: Coeficientes de correlación de Pearson en zonas expuestas a ciclones.** Estos parámetros estadísticos fueron obtenidos a partir de las relaciones entre parámetros de ciclones tropicales y variables meteoceanográficas en Filipinas, para los puntos directamente expuestos al ciclón. Fuente: Elaboración propia.

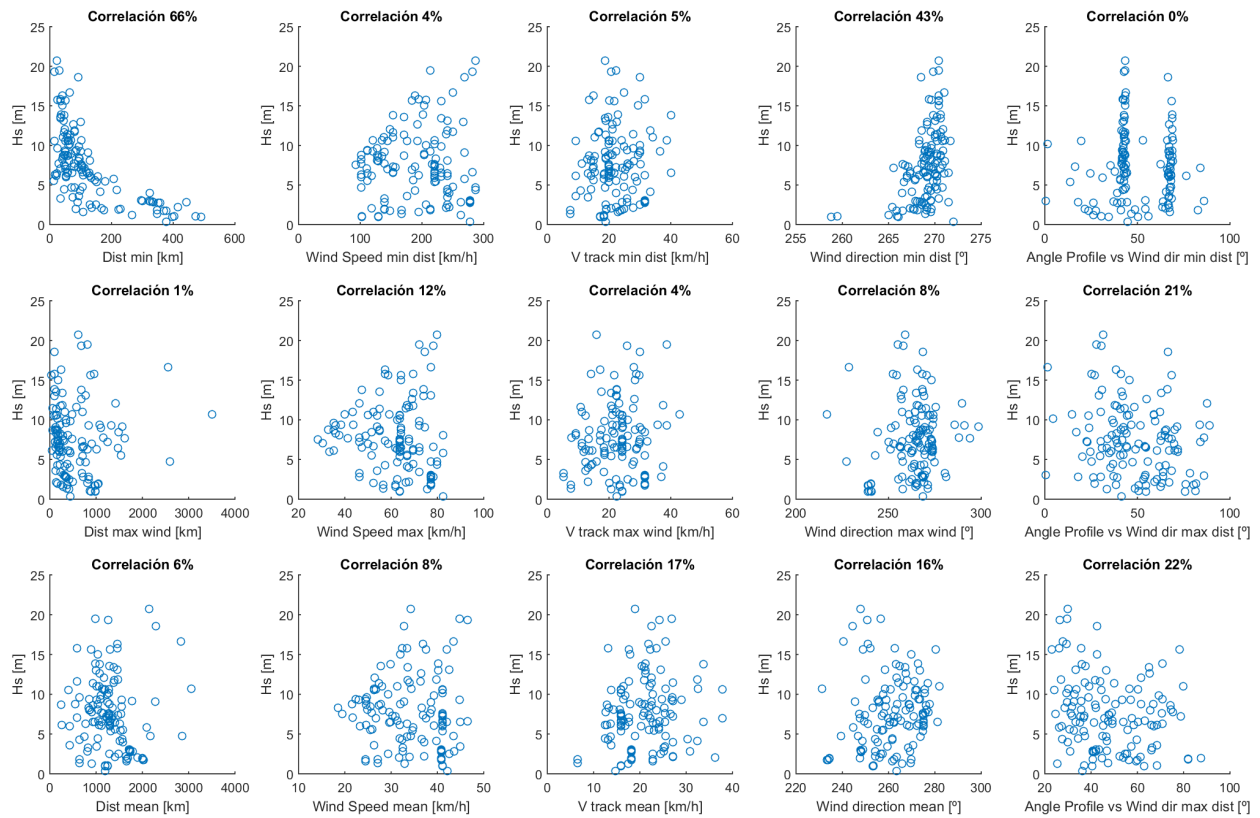


Figura E3: Altura de ola significativa máxima (Hs), en zonas expuestas. Fuente: Elaboración propia.

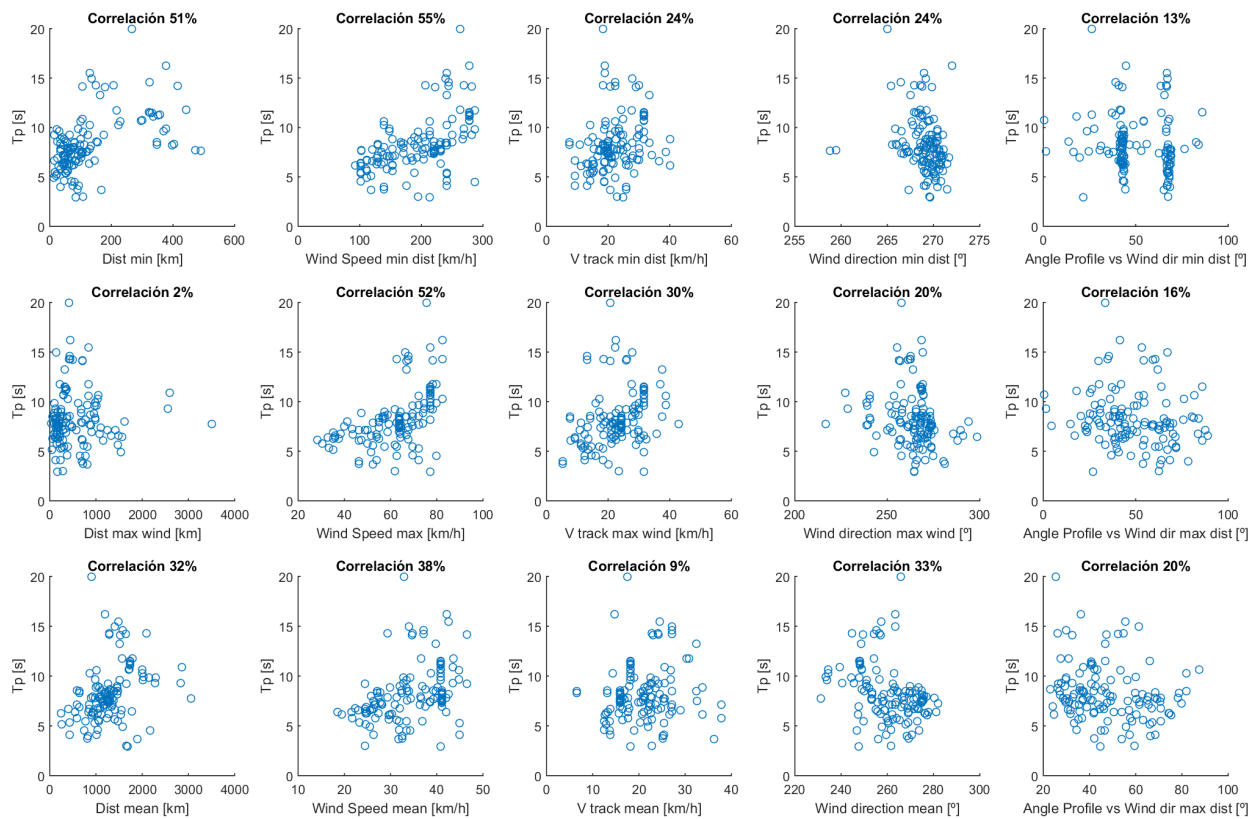
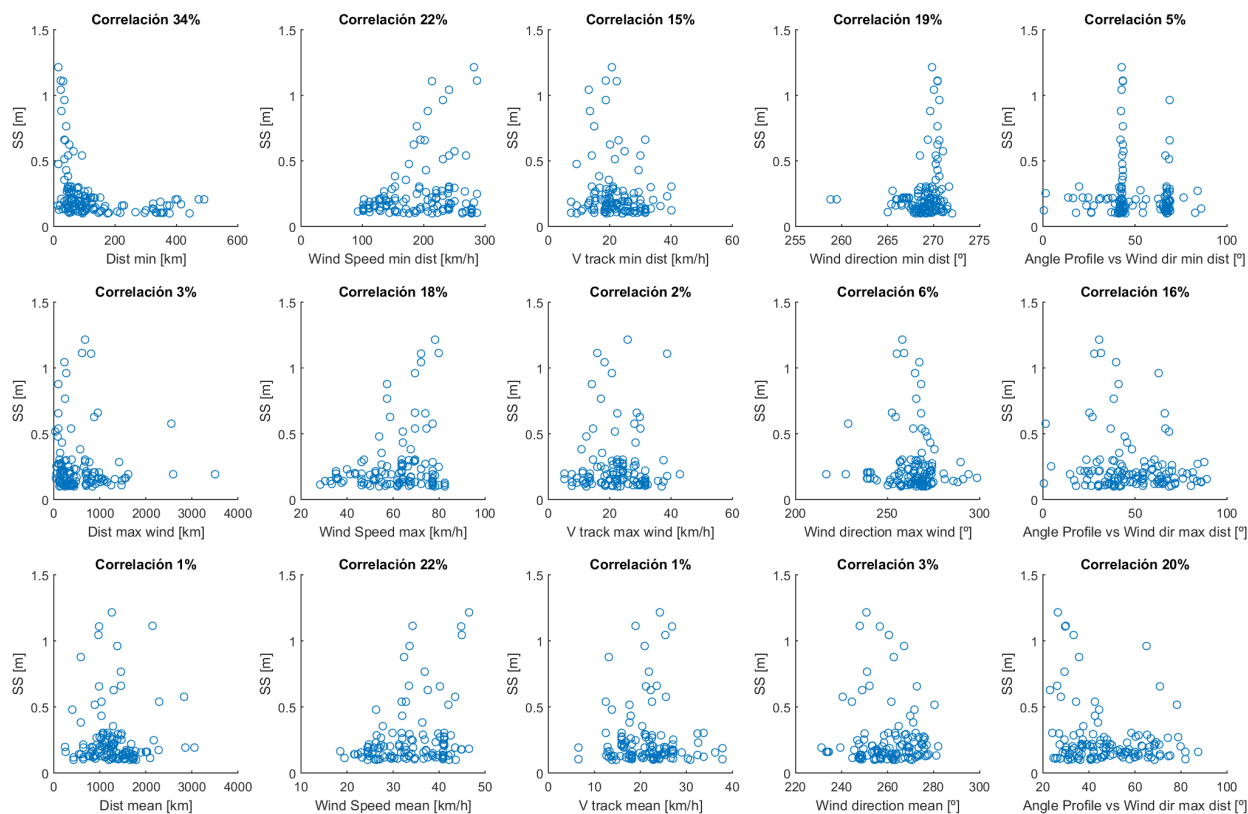
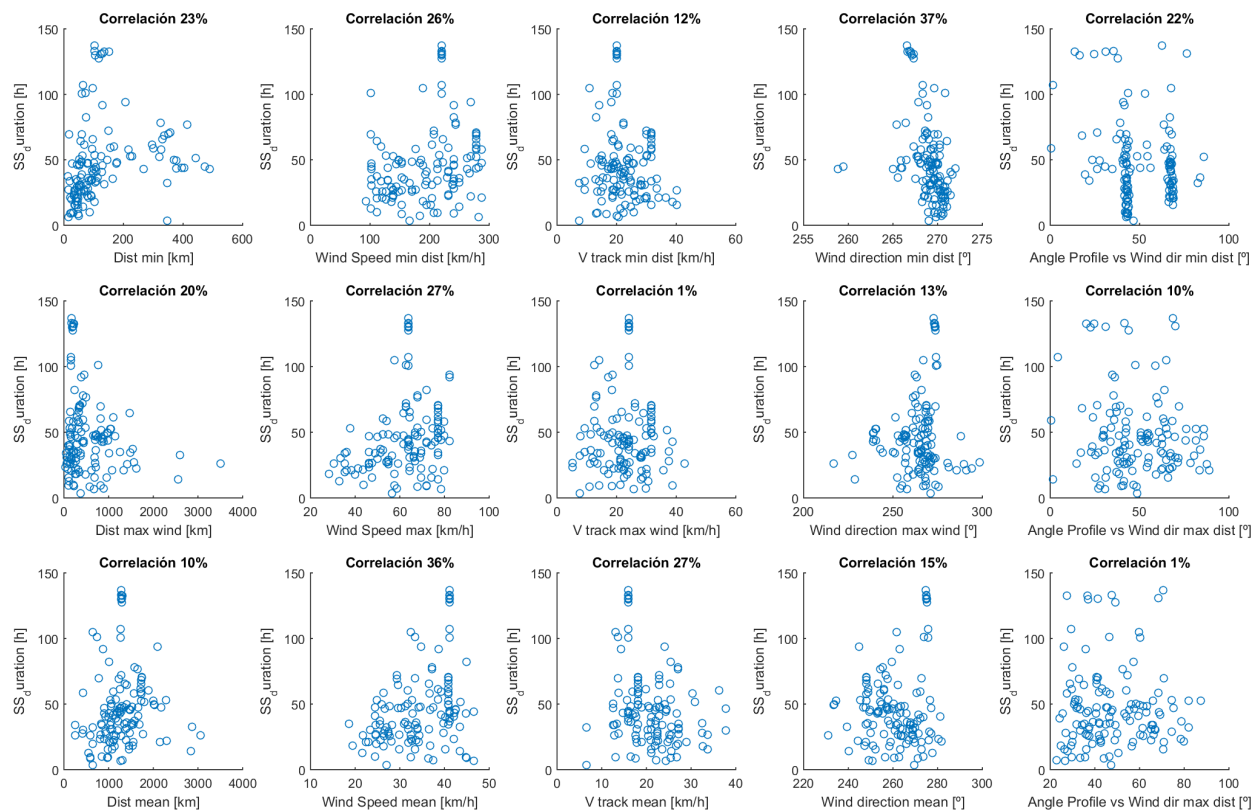


Figura E4: Periodo de pico (Tp) en zonas expuestas. Fuente: Elaboración propia.



**Figura E5: Marea meteorológica máxima durante el evento (SS) en zonas expuestas.** Fuente: Elaboración propia.



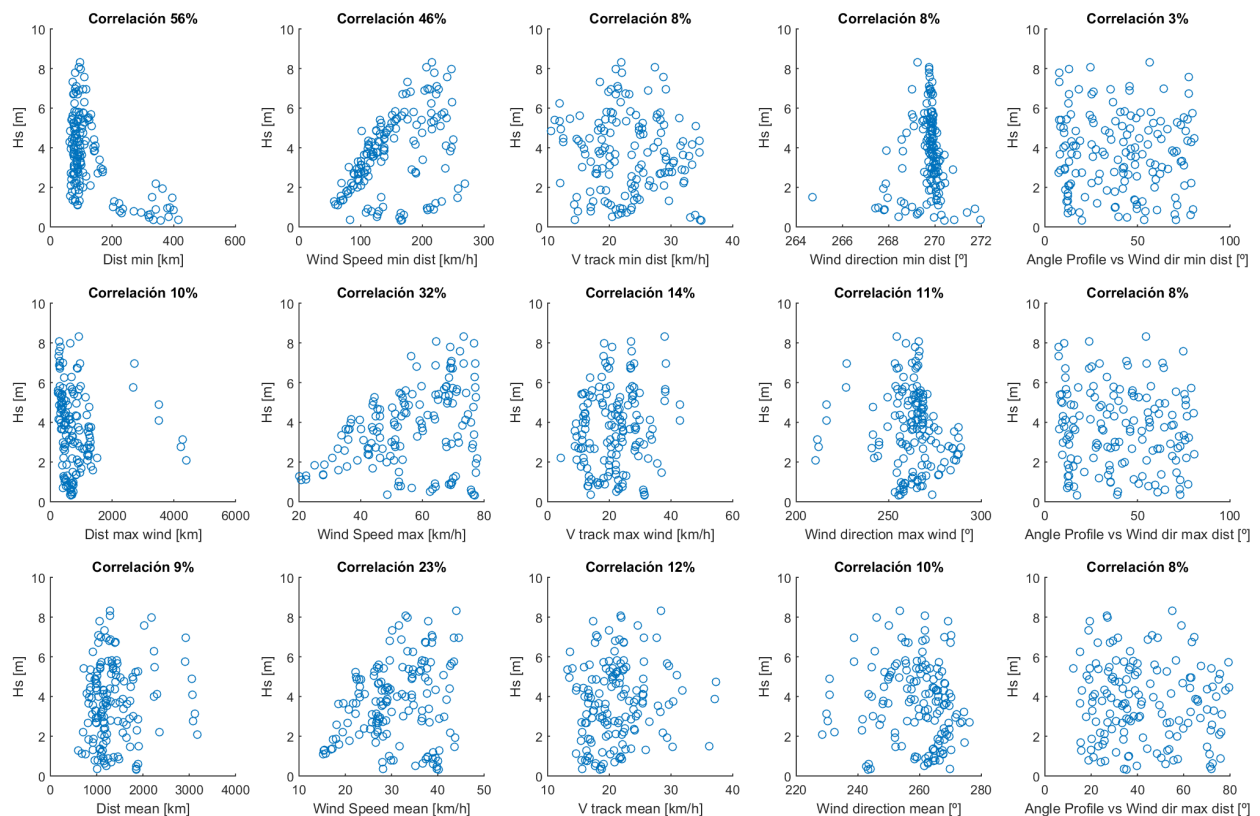
**Figura E6: Duración del pico de marea meteorológica (Tss) en zonas expuestas.** Fuente: Elaboración propia.

## B) ZONAS PROTEGIDAS DEL CICLÓN TROPICAL

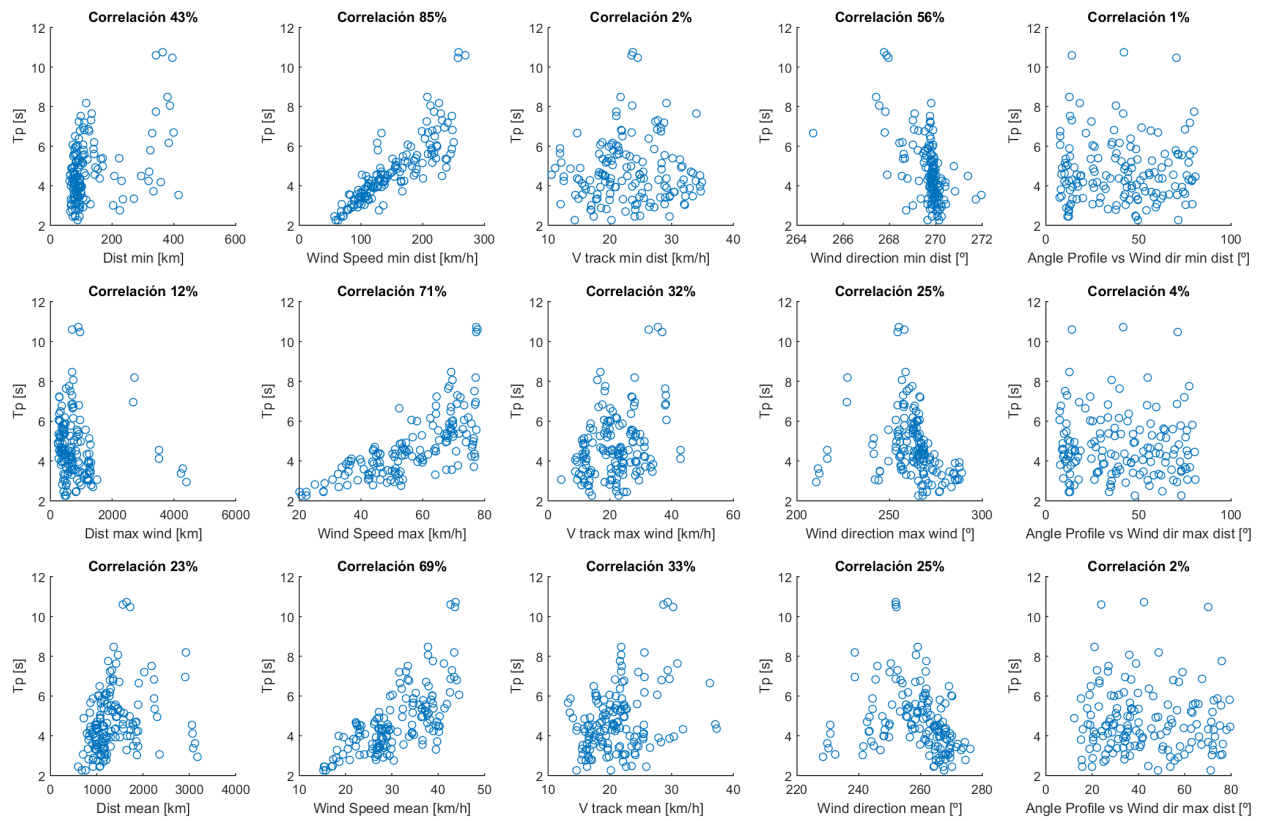
### PUNTOS INDIRECTAMENTE EXPUESTOS A LOS CICLONES TROPICALES

		Distancia	Velocidad Viento	Velocidad Taza	Dir. Viento	Dir. Viento-Perfil
		[km]	[km/h]	[km/h]	[° con el Norte]	[°]
Hs	Distancia Mínima	-0,56	0,45	-0,06	0,14	0,00
	Viento Máximo	-0,09	0,32	0,13	-0,12	-0,05
	Promedio	0,16	0,21	0,13	-0,16	-0,05
Tp	Distancia Mínima	0,49	0,83	0,03	-0,59	-0,01
	Viento Máximo	-0,06	0,70	0,28	-0,30	-0,06
	Promedio	0,31	0,68	0,31	-0,29	-0,04
SS	Distancia Mínima	-0,48	0,39	-0,18	0,18	0,08
	Viento Máximo	-0,05	0,29	-0,09	-0,09	-0,02
	Promedio	0,16	0,16	-0,06	-0,13	0,00
T <sub>ss</sub>	Distancia Mínima	0,57	0,52	-0,47	-0,49	0,03
	Viento Máximo	-0,35	0,59	-0,20	-0,10	0,01
	Promedio	-0,13	0,57	-0,26	-0,01	0,02

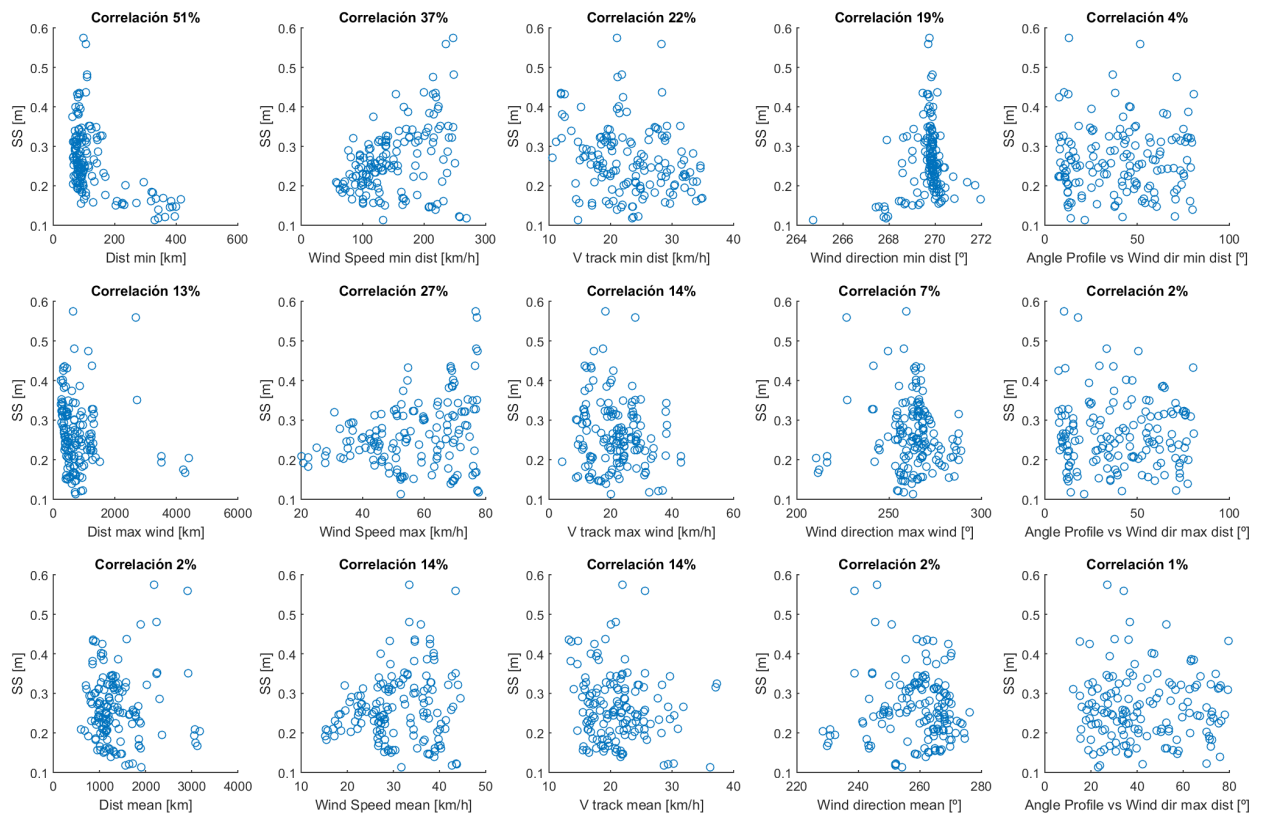
**Tabla E2: Coeficientes de correlación de Pearson en zonas protegidas de ciclones.** Estos parámetros estadísticos fueron obtenidos a partir de las relaciones entre parámetros de ciclones tropicales y variables meteoceanográficas en Filipinas, para los puntos protegidos de la exposición directa al ciclón. Fuente: Elaboración propia.



**Figura E7: Altura de ola significativa máxima durante el evento (Hs) en zonas protegidas.** Fuente: Elaboración propia.

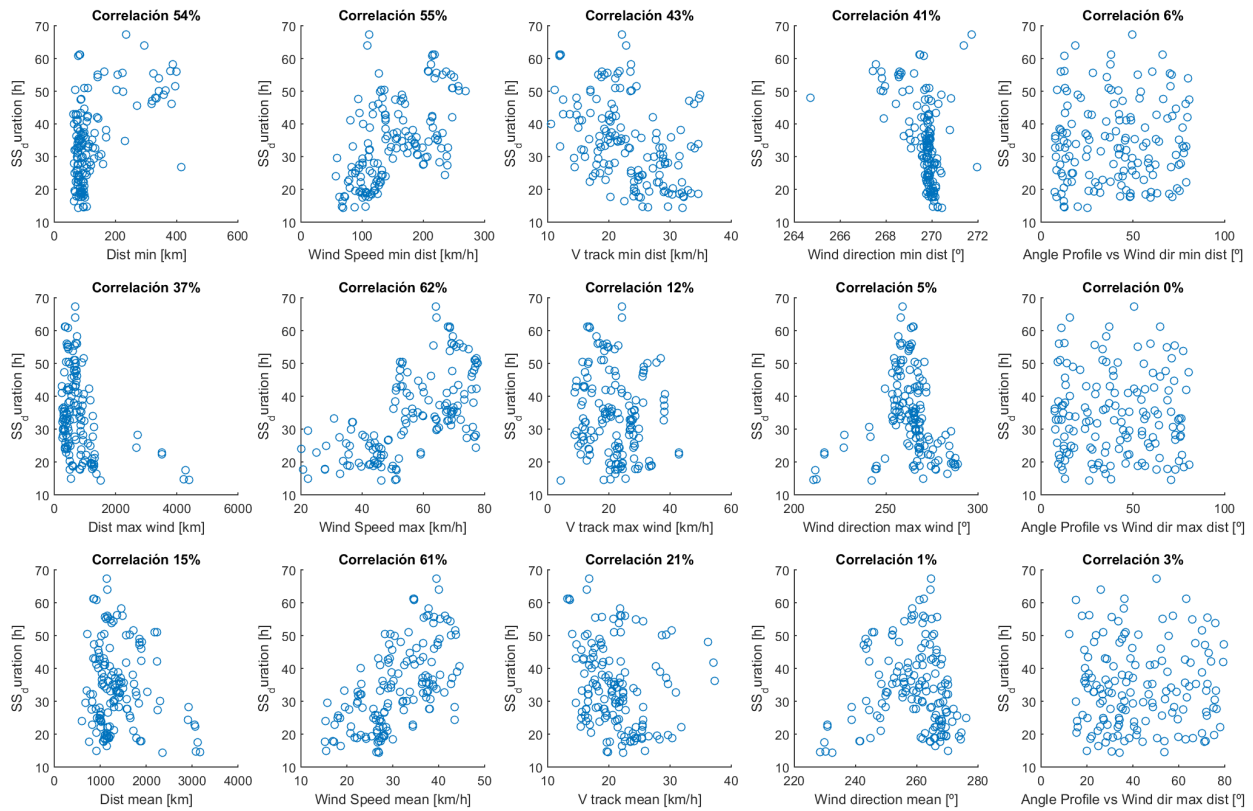


**Figura E8: Periodo de pico ( $T_p$ ) en zonas protegidas.** Fuente: Elaboración propia.



**Figura E9: Marea meteorológica máxima durante el evento ( $SS$ ) en zonas protegidas.** Fuente: Elaboración propia.





**Figura E10: Duración del pico de marea meteorológica (Tss) en zonas protegidas.** Fuente: Elaboración propia.

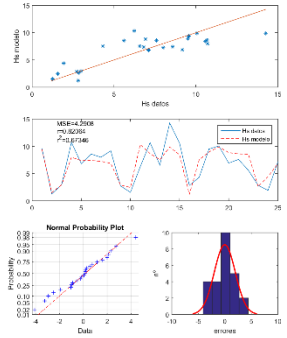
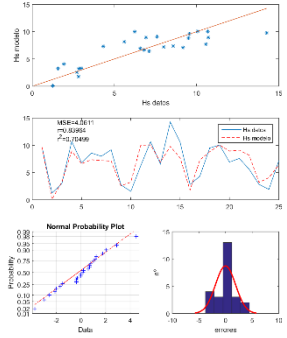
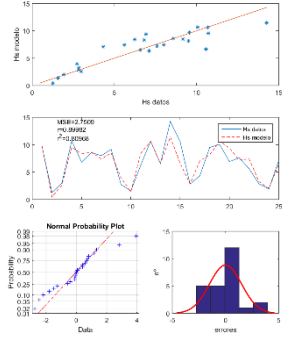
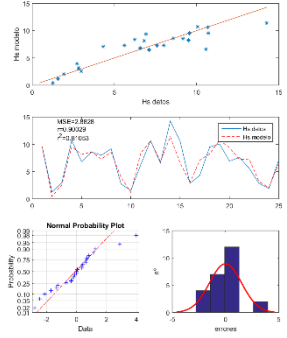
MODELOS DE REGRESIÓN OBTENIDOS:  $[D, W, V, \Theta_w, \Theta_p] \rightarrow [H_{s\_MAX}, T_p, SS_{MAX}, T_{SS\_MAX}]$

A partir de los coeficientes de Pearson mostrados en las figuras anteriores, se han elegido las variables independientes (parámetros del ciclón) que mayor correlación tienen con las variables dependientes (clima marítimo). Hemos ensayado 4 ajustes (con 1, 2, 3 y 4 variables) para cada variable independiente (Hs, Tp, SS, Tss) y hemos calculado en cada caso el coeficiente de correlación del ajuste para decir qué modelo es más adecuado en la predicción de estas variables.

$$Y_s = a_0 + a_1 \cdot X_1^{a1} + a_2 \cdot X_2^{a2} + \dots + a_n \cdot X_n^{an} \quad (E1)$$

## A) Modelos de regresión de Hs

Zonas de costa directamente expuestas a ciclones tropicales

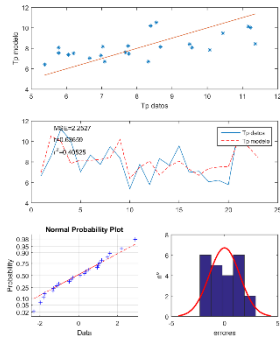
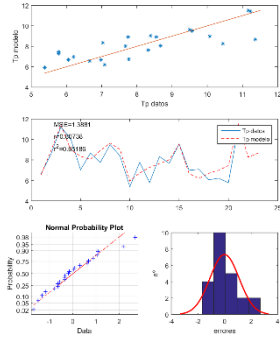
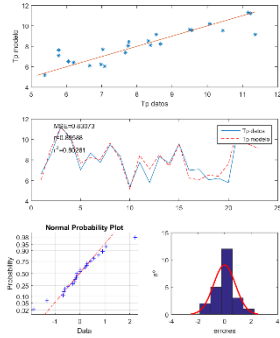
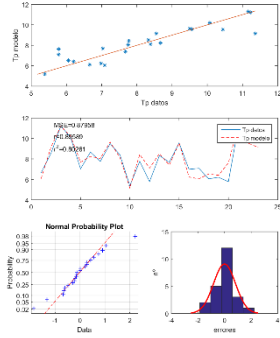
Predictando (Yi)	Predictores (Xi)	Parámetros		r	RMSE	Imagen del ajuste
Hs [m]	X1: D <sub>min</sub>	a <sub>0</sub> =17,3168 a <sub>1</sub> =-2,1319	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =0,332	0,82	4,2	
	X1: D <sub>min</sub> X2: θ <sub>WP_dist_min</sub> ,	a <sub>0</sub> =8,9695 a <sub>1</sub> =-0,5473 a <sub>2</sub> =1,31 · 10 <sup>-153</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =0,478 α <sub>2</sub> =63,13	0,84	4,1	
	X1: D <sub>min</sub> X2: θ <sub>WP_dist_min</sub> , X3: θ <sub>WP_media</sub>	a <sub>0</sub> =3,5045 · 10 <sup>5</sup> a <sub>1</sub> =-0,8876 a <sub>2</sub> =3,4799 · 10 <sup>-154</sup> a <sub>3</sub> =-3,5042 · 10 <sup>5</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =0,436 α <sub>2</sub> =63,13 α <sub>3</sub> =1,1 · 10 <sup>-5</sup>	0,90	2,7	
	X1: D <sub>min</sub> X2: θ <sub>WP_dist_min</sub> , X3: θ <sub>WP_media</sub> X4: V <sub>media</sub>	a <sub>0</sub> =4,1086 · 10 <sup>5</sup> a <sub>1</sub> =-0,9320 a <sub>2</sub> =3,6032 · 10 <sup>-154</sup> a <sub>3</sub> =-4,1083 · 10 <sup>5</sup> a <sub>4</sub> =0,012	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =0,428 α <sub>2</sub> =63,129 α <sub>3</sub> =9 · 10 <sup>-6</sup> α <sub>4</sub> =1,115	0,90	2,8	



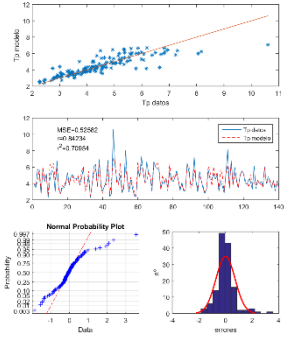
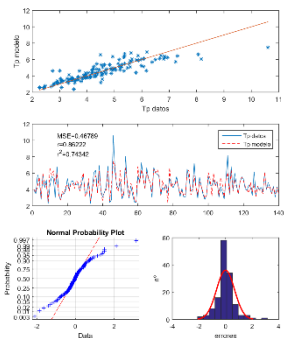
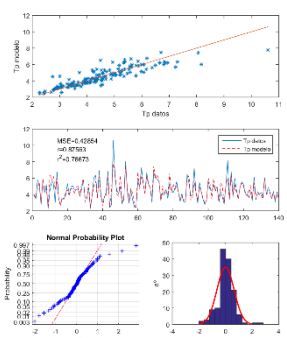
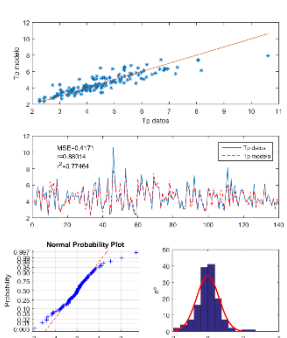
Zonas de costa protegidas de ciclones tropicales

Predictando (Y <sub>i</sub> )	Predictores (X <sub>i</sub> )	Parámetros		r	RMSE	Imagen del ajuste
H <sub>s</sub> [m]	X <sub>1</sub> : D <sub>min</sub>	a <sub>0</sub> =5,7936 a <sub>1</sub> =-0,0458	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =0,795	0,55	2,5	
	X <sub>1</sub> : D <sub>min</sub> X <sub>2</sub> : W <sub>dist_min</sub>	a <sub>0</sub> =-256,7696 a <sub>1</sub> =-5,39·10 <sup>3</sup> a <sub>2</sub> =5,6461·10 <sup>3</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =6·10 <sup>-4</sup> α <sub>2</sub> =7·10 <sup>-4</sup>	0,90	0,8	
	X <sub>1</sub> : D <sub>min</sub> X <sub>2</sub> : W <sub>dist_min</sub> X <sub>3</sub> : V <sub>wind_max</sub>	a <sub>0</sub> =5,397·10 <sup>3</sup> a <sub>1</sub> =-1,0927·10 <sup>4</sup> a <sub>2</sub> =5,529·10 <sup>3</sup> a <sub>3</sub> =0,0161	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =3·10 <sup>-4</sup> α <sub>2</sub> =7·10 <sup>-4</sup> α <sub>3</sub> =1,109	0,91	0,8	
	X <sub>1</sub> : D <sub>min</sub> X <sub>2</sub> : W <sub>dist_min</sub> X <sub>3</sub> : V <sub>wind_max</sub> X <sub>4</sub> : θ <sub>WN_wind_max</sub>	a <sub>0</sub> =9,5249·10 <sup>3</sup> a <sub>1</sub> =-1,6819·10 <sup>4</sup> a <sub>2</sub> =7,2955·10 <sup>3</sup> a <sub>3</sub> =0,1159 a <sub>4</sub> =-5,9172·10 <sup>-60</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =2·10 <sup>-4</sup> α <sub>2</sub> =5·10 <sup>-4</sup> α <sub>3</sub> =0,607 α <sub>4</sub> =24,13	0,92	0,6	

**B) Modelos de regresión de  $T_p$** 
Zonas de costa directamente expuestas a ciclones tropicales

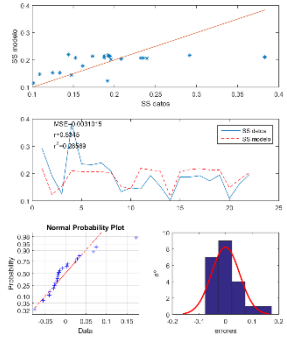
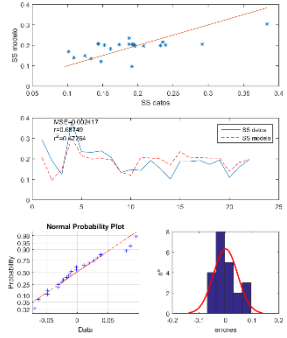
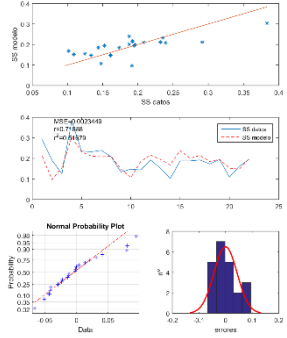
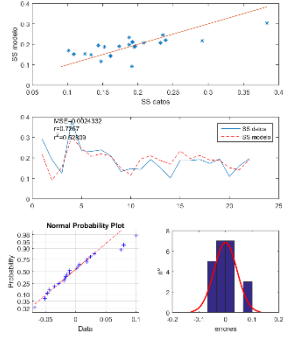
Predictando ( $Y_i$ )	Predictores ( $X_i$ )	Parámetros		r	RMSE	Imagen del ajuste
$T_p$ [s]	$X_1: D_{\min}$	$a_0 = -1,6734 \cdot 10^6$ $a_1 = 1,6734 \cdot 10^6$	$\alpha_0 = 0$ $\alpha_1 = 10^{-6}$	0,64	2,25	
	$X_1: D_{\min}$ $X_2: W_{\text{dist\_min}}$	$a_0 = -3,9272 \cdot 10^5$ $a_1 = 3,9273 \cdot 10^5$ $a_2 = 3,1381 \cdot 10^{-8}$	$\alpha_0 = 0$ $\alpha_1 = 3 \cdot 10^{-6}$ $\alpha_2 = 3,271$	0,81	1,39	
	$X_1: D_{\min}$ $X_2: W_{\text{dist\_min}}$ $X_3: \theta_{WN\_media}$	$a_0 = 27,4425$ $a_1 = 0,2782$ $a_2 = 0,2146$ $a_3 = -0,6568$	$\alpha_0 = 0$ $\alpha_1 = 0,406$ $\alpha_2 = 0,609$ $\alpha_3 = 0,665$	0,89	0,83	
	$X_1: D_{\min}$ $X_2: W_{\text{dist\_min}}$ $X_3: \theta_{WN\_media}$ $X_4: V_{\text{wind\_max}}$	$a_0 = -236,4611$ $a_1 = 0,2781$ $a_2 = 0,2174$ $a_3 = -38,7856$ $a_4 = 262,0513$	$\alpha_0 = 0$ $\alpha_1 = 0,406$ $\alpha_2 = 0,607$ $\alpha_3 = 0,2903$ $\alpha_4 = 0,09$	0,90	0,88	

Zonas de costa protegidas de ciclones tropicales

Predictando (Y <sub>i</sub> )	Predictores (X <sub>i</sub> )	Parámetros		r	RMSE	Imagen del ajuste
Tp [s]	X1: W <sub>dist_min</sub>	a <sub>0</sub> =-4,052 a <sub>1</sub> =1,539	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =0,347	0,84	0,53	
	X1: W <sub>dist_min</sub> X2: θ <sub>WN_dist_min</sub>	a <sub>0</sub> =1,6828·10 <sup>4</sup> a <sub>1</sub> =4,3563 a <sub>2</sub> =-1,6464·10 <sup>4</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =0,219 α <sub>2</sub> =0,004	0,86	0,46	
	X1: W <sub>dist_min</sub> X2: θ <sub>WN_dist_min</sub> X3: D <sub>min</sub>	a <sub>0</sub> =-3,3138 a <sub>1</sub> =1,4513 a <sub>2</sub> =-3,8331·10 <sup>-154</sup> a <sub>3</sub> =8,1481·10 <sup>-25</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =0,35 α <sub>2</sub> =62,955 α <sub>3</sub> =9,367	0,87	0,42	
	X1: W <sub>dist_min</sub> X2: θ <sub>WN_dist_min</sub> X3: D <sub>min</sub> X4: V <sub>media</sub>	a <sub>0</sub> =-5,6228·10 <sup>3</sup> a <sub>1</sub> =0,7901 a <sub>2</sub> =-2,5305·10 <sup>-154</sup> a <sub>3</sub> =8,4074·10 <sup>-24</sup> a <sub>4</sub> =5,6197·10 <sup>3</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =0,43 α <sub>2</sub> =62,955 α <sub>3</sub> =8,982 α <sub>4</sub> =7·10 <sup>-5</sup>	0,88	0,41	

**C) Modelos de regresión de SS**

Zonas de costa directamente expuestas a ciclones tropicales

Predictando (Y <sub>i</sub> )	Predictores (X <sub>i</sub> )	Parámetros		r	RMSE	Imagen del ajuste
SS [m]	X1: D <sub>min</sub>	a <sub>0</sub> =0,2240 a <sub>1</sub> =-4,7715 · 10 <sup>-5</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =1,268	0,53	0,0031	
	X1: D <sub>min</sub> X2: W <sub>media</sub>	a <sub>0</sub> =0,2075 a <sub>1</sub> =-7,5989 · 10 <sup>-7</sup> a <sub>2</sub> =9,5526 · 10 <sup>-54</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =1,992 α <sub>2</sub> =31,754	0,69	0,0024	
	X1: D <sub>min</sub> X2: W <sub>media</sub> X3: θ <sub>WP_media</sub>	a <sub>0</sub> =0,2252 a <sub>1</sub> =-3,8424 · 10 <sup>-7</sup> a <sub>2</sub> =1,4585 · 10 <sup>-42</sup> a <sub>3</sub> =-2,4098 · 10 <sup>-6</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =2,105 α <sub>2</sub> =24,896 α <sub>3</sub> =2,284	0,72	0,0023	
	X1: D <sub>min</sub> X2: W <sub>media</sub> X3: θ <sub>WP_media</sub> X4: θ <sub>WN_dist_min</sub>	a <sub>0</sub> =0,2199 a <sub>1</sub> =-6,251 · 10 <sup>-8</sup> a <sub>2</sub> =3,5228 · 10 <sup>-42</sup> a <sub>3</sub> =-7,8412 · 10 <sup>-6</sup> a <sub>4</sub> =4,5341 · 10 <sup>-113</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =2,401 α <sub>2</sub> =24,68 α <sub>3</sub> =2,048 α <sub>4</sub> =46,468	0,73	0,0024	

Zonas de costa protegidas de ciclones tropicales

Predictando (Y <sub>i</sub> )	Predictores (X <sub>i</sub> )	Parámetros		r	RMSE	Imagen del ajuste
SS [m]	X <sub>1</sub> : D <sub>min</sub>	a <sub>0</sub> =0,4635 a <sub>1</sub> =-0,0394	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =0,349	0,54	0,004	
	X <sub>1</sub> : D <sub>min</sub> X <sub>2</sub> : W <sub>dist_min</sub>	a <sub>0</sub> =2,9184·10 <sup>4</sup> a <sub>1</sub> =-2,9183·10 <sup>4</sup> a <sub>2</sub> =0,0897	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =4·10 <sup>-6</sup> α <sub>2</sub> =0,31	0,77	0,002	
	X <sub>1</sub> : D <sub>min</sub> X <sub>2</sub> : W <sub>dist_min</sub> X <sub>3</sub> : V <sub>dist_min</sub>	a <sub>0</sub> =-3,3138 a <sub>1</sub> =1,4513 a <sub>2</sub> =-3,8331·10 <sup>-154</sup> a <sub>3</sub> =8,1481·10 <sup>-25</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =0,35 α <sub>2</sub> =62,955 α <sub>3</sub> =9,367	0,79	0,002	
	X <sub>1</sub> : D <sub>min</sub> X <sub>2</sub> : W <sub>dist_min</sub> X <sub>3</sub> : V <sub>dist_min</sub> X <sub>4</sub> : θ <sub>WN_dist_min</sub>	a <sub>0</sub> =583,3453 a <sub>1</sub> =-504,1274 a <sub>2</sub> =0,0565 a <sub>3</sub> =-78,8183 a <sub>4</sub> =2,9779·10 <sup>-108</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =2·10 <sup>-4</sup> α <sub>2</sub> =0,385 α <sub>3</sub> =8·10 <sup>-4</sup> α <sub>4</sub> =43,89	0,83	0,002	

**D) Modelos de regresión de Tss**

Zonas de costa directamente expuestas a ciclones tropicales

Predictando (Y <sub>i</sub> )	Predictores (X <sub>i</sub> )	Parámetros		r	RMSE	Imagen del ajuste
T <sub>ss</sub> [h]	X <sub>1</sub> : W <sub>media</sub>	a <sub>0</sub> =76,3326 a <sub>1</sub> =-1,2493·10 <sup>-152</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =63,133	0,56	188	
	X <sub>1</sub> : W <sub>media</sub> X <sub>2</sub> : θ <sub>WN_dist_min</sub>	a <sub>0</sub> =-2,9914·10 <sup>6</sup> a <sub>1</sub> =-9,1179·10 <sup>-153</sup> a <sub>2</sub> =2,9913·10 <sup>6</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =63,133 α <sub>2</sub> =10 <sup>-5</sup>	0,65	185	
	X <sub>1</sub> : W <sub>media</sub> X <sub>2</sub> : θ <sub>WN_dist_min</sub> X <sub>3</sub> : D <sub>min</sub>	a <sub>0</sub> =-4,7924·10 <sup>6</sup> a <sub>1</sub> =-8,7547·10 <sup>-153</sup> a <sub>2</sub> =4,7924·10 <sup>6</sup> a <sub>3</sub> =1,1925·10 <sup>4</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =63,133 α <sub>2</sub> =6·10 <sup>-6</sup> α <sub>3</sub> =3,252	0,67	185	
	X <sub>1</sub> : W <sub>media</sub> X <sub>2</sub> : θ <sub>WN_dist_min</sub> X <sub>3</sub> : D <sub>min</sub> X <sub>4</sub> : V <sub>media</sub>	a <sub>0</sub> =-1,6299·10 <sup>6</sup> a <sub>1</sub> =1,6299·10 <sup>6</sup> a <sub>2</sub> =-1,1716·10 <sup>-152</sup> a <sub>3</sub> =-4,5281·10 <sup>-9</sup> a <sub>4</sub> =-2,6318·10 <sup>-4</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =2·10 <sup>-5</sup> α <sub>2</sub> =63,133 α <sub>3</sub> =3,594 α <sub>4</sub> =2,993	0,70	181	

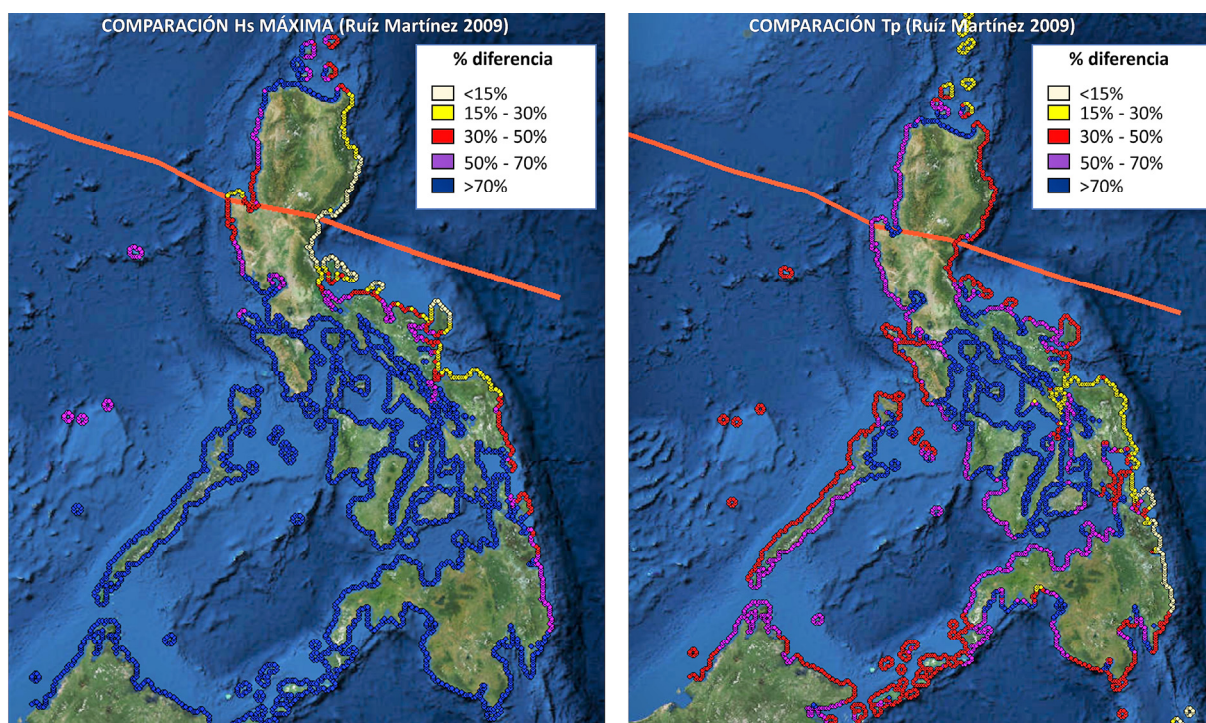
Zonas de costa protegidas de ciclones tropicales

Predictando (Y <sub>i</sub> )	Predictores (X <sub>i</sub> )	Parámetros		r	RMSE	Imagen del ajuste
T <sub>ss</sub> [h]	X <sub>1</sub> : W <sub>media</sub>	a <sub>0</sub> =17,7334 a <sub>1</sub> =0,029	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =1,842	0,59	86	
	X <sub>1</sub> : W <sub>media</sub> X <sub>2</sub> : D <sub>min</sub>	a <sub>0</sub> =12,3156 a <sub>1</sub> =0,161 a <sub>2</sub> =0,0468	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =1,325 α <sub>2</sub> =1,031	0,66	86	
	X <sub>1</sub> : W <sub>media</sub> X <sub>2</sub> : D <sub>min</sub> X <sub>3</sub> : V <sub>dist_min</sub>	a <sub>0</sub> =6,8141 · 10 <sup>4</sup> a <sub>1</sub> =3,592 a <sub>2</sub> =2,9142 · 10 <sup>4</sup> a <sub>3</sub> =-9,7249 · 10 <sup>4</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =0,672 α <sub>2</sub> =4 · 10 <sup>-4</sup> α <sub>3</sub> =3 · 10 <sup>-4</sup>	0,88	34	
	X <sub>1</sub> : W <sub>media</sub> X <sub>2</sub> : D <sub>min</sub> X <sub>3</sub> : V <sub>dist_min</sub> X <sub>4</sub> : θ <sub>WN_dist_min</sub>	a <sub>0</sub> =-8,0556 · 10 <sup>4</sup> a <sub>1</sub> =4,0666 a <sub>2</sub> =1,2348 · 10 <sup>5</sup> a <sub>3</sub> =-4,2899 · 10 <sup>4</sup> a <sub>4</sub> =2,0984 · 10 <sup>-152</sup>	α <sub>0</sub> =0 α <sub>1</sub> =0,6501 α <sub>2</sub> =10 <sup>-4</sup> α <sub>3</sub> =7 · 10 <sup>-4</sup> α <sub>4</sub> =62,699	0,88	34	

### COMPARACIÓN DEL MODELO DE REGRESIÓN OBTENIDO CON FORMULACIONES PARAMÉTRICAS

Para justificar la necesidad de crear nuestros propios modelos de regresión, en lugar de utilizar algunos de los existentes en la literatura, hemos comparado los ajustes aplicados en este estudio (ecuaciones 5.3 a 5.10) con las formulaciones de altura de ola máxima y periodo de pico de Ruiz-Martínez et al., (2009) y de Ochi (1993). Para ello, hemos aplicado ambos métodos a un evento concreto en Filipinas y se han obtenido las siguientes conclusiones:

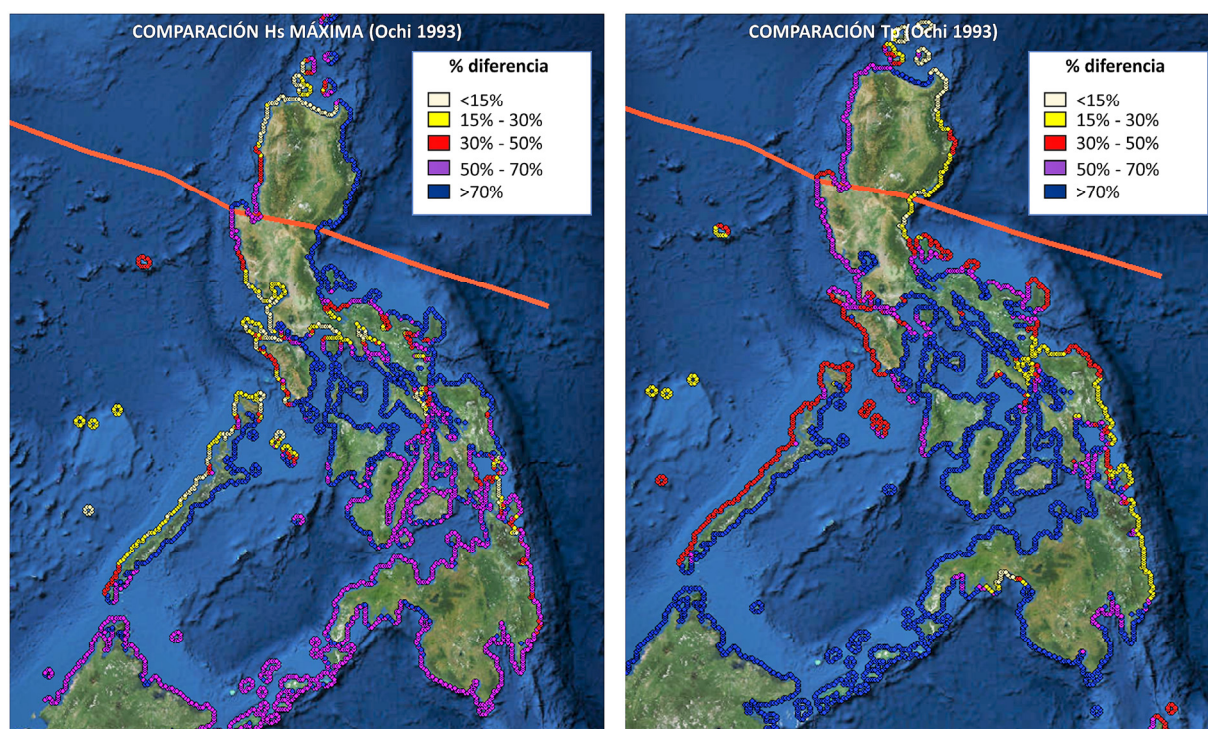
- Los resultados del modelo de Ruiz-Martínez (2009) se parecen mucho a los de nuestro modelo de regresión para zonas directamente expuestas a ciclones tropicales. Tanto el ajuste de la altura de ola máxima (ecuación 5.3) como el de periodo de pico (ecuación 5.4) no difieren en más de un 15% respecto a las estimaciones de Ruíz-Martínez (2009) (Figura E11).



**Figura E11: Validación del modelo de regresión para calcular Hs generada por ciclones tropicales en zonas expuestas.** Comparación de la altura de ola máxima (imagen izquierda) y periodo de pico (imagen derecha) calculados con nuestro modelo de regresión de zonas expuestas a ciclones (ecuaciones 5.3 y 5.4) vs modelo de Ruíz-Martínez (2009). Comparación en términos relativos (% de diferencia). Fuente: Elaboración propia.

- Los resultados del modelo de Ochi (1993) son similares a los obtenidos con nuestro modelo de regresión de zonas protegidas por ciclones, pero solo para altura de ola máxima (ecuación 5.7), como se puede ver en el panel izquierdo de la Figura E12. El periodo de pico en zonas protegidas no se parece a nuestro modelo (ecuación 5.8), y las diferencias en estas zonas de costa que no están en exposición directa a los ciclones son del orden de un 30%-50% (panel derecho, Figura E12).





**Figura E12: Validación del modelo de regresión para calcular Hs generada por ciclones tropicales en zonas protegidas.** Comparación de la altura de ola máxima (imagen izquierda) y periodo de pico (imagen derecha) calculados con nuestro modelo de regresión de zonas protegidas a ciclones (ecuaciones 5.7 y 5.8) vs modelo de Ochi (1993). Comparación en términos relativos (% de diferencia). Fuente: Elaboración propia.

En vista a estas observaciones queda justificada la necesidad de separar las zonas directamente expuestas de las que no lo están, con el objetivo de representar el clima marítimo generado por ciclones tropicales en cualquier zona de costa.

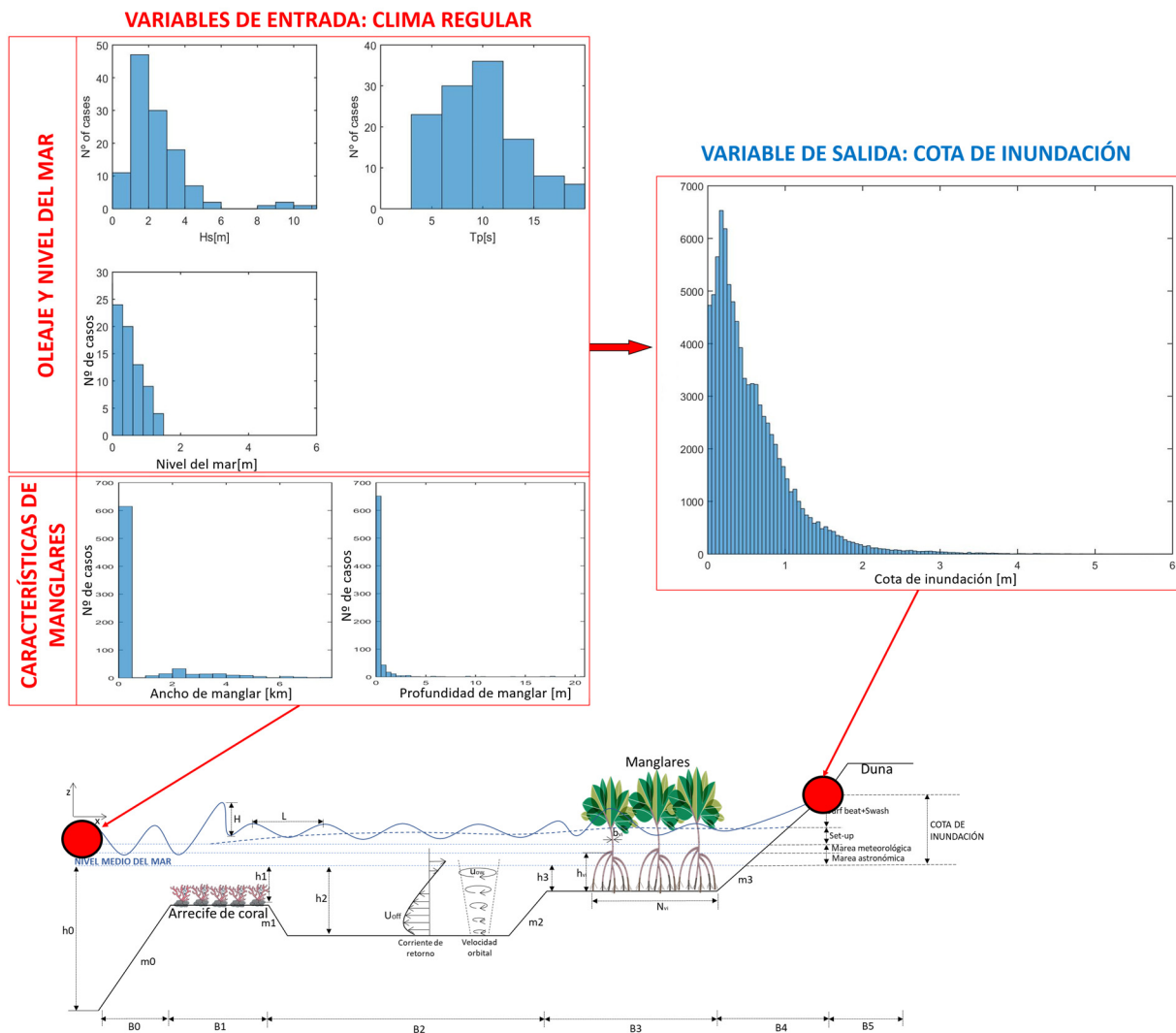


# **Apéndice F (Capítulo 5)**

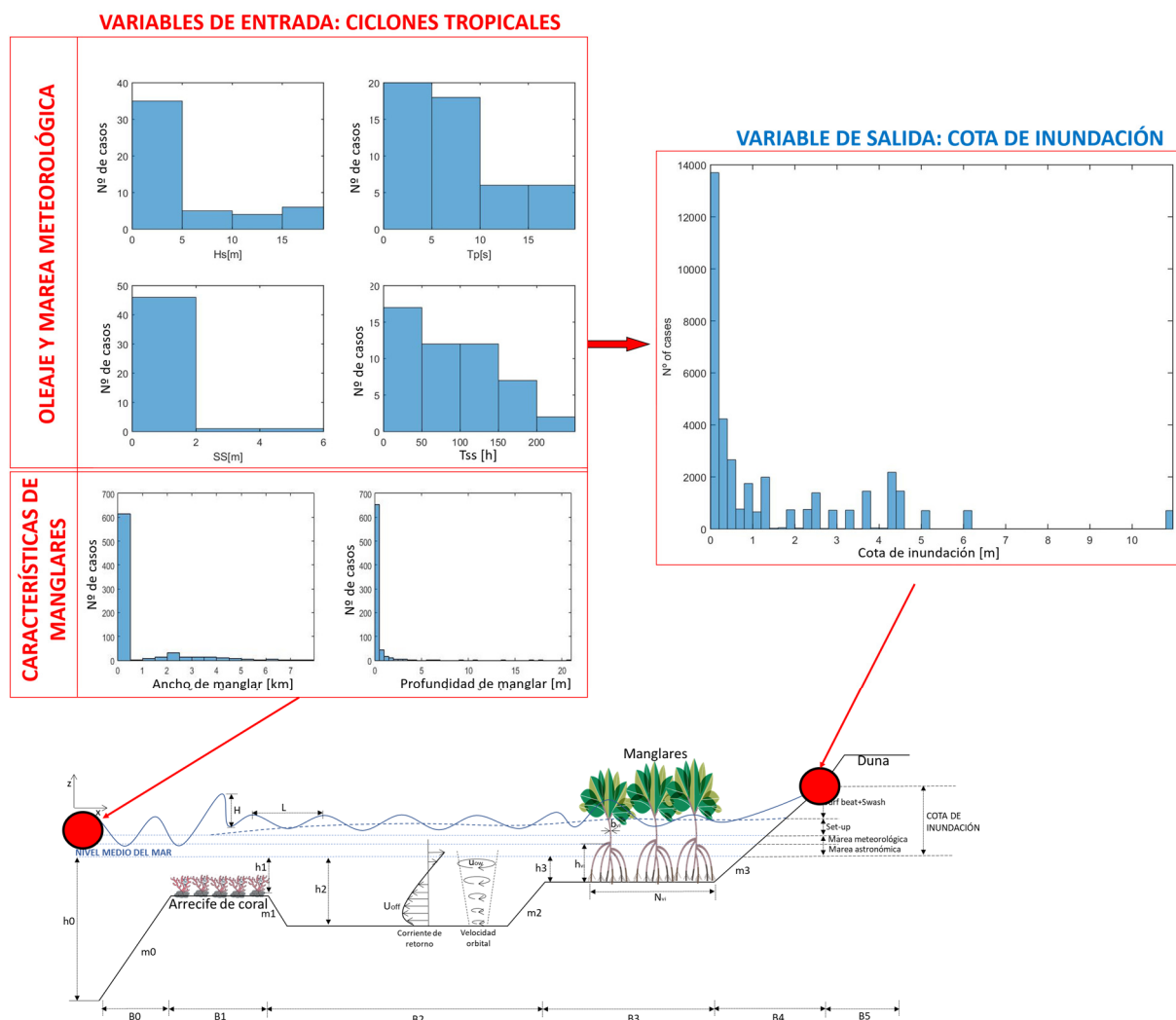
## **Tablas de interpolación de la cota de inundación**

### VARIABILIDAD DE LOS RESULTADOS DE FILIPINAS

Al igual que se hizo en el APÉNDICE E, queremos demostrar que los resultados de Filipinas cubren un rango de variables lo suficientemente extenso para poder usarlos como base de interpolación en otros lugares. En la Figura F1 y en la Figura F2, se muestran los histogramas de las variables de entrada de la tabla de interpolación (Hs, Tp, TWL, ancho del manglar, profundidad sobre el manglar) y el de la variable de salida (Cota de inundación). En este caso, los resultados de clima regular los separamos de los resultados de ciclones tropicales.



**Figura F1: Rango de variación de los parámetros de interpolación utilizados para estimar la cota de inundación generada en costa por estados de mar de clima regular.** Fuente: Elaboración propia.



**Figura F2: Rango de variación de los parámetros de interpolación utilizados para estimar la cota de inundación generada en costa por ciclones tropicales.** Fuente: Elaboración propia.

#### A) Tablas de interpolación de la cota de inundación para clima regular

La matriz de interpolación de clima regular tiene unas dimensiones de 120 estados de mar ( $H_s$ ,  $T_p$ , Nivel del mar) x 750 perfiles (combinaciones distintas de anchura y calado del manglar). En el panel “A” de la Figura F3, se muestran todas las variables involucradas en la interpolación de la cota de inundación para clima regular.

#### B) Tablas de interpolación de la cota de inundación para ciclones tropicales

La matriz de interpolación de ciclones tropicales tiene unas dimensiones de 50 estados de mar ( $H_s$ ,  $T_p$ ,  $SS$ ,  $Tss$ ) x 750 perfiles (combinaciones distintas de anchura y calado del manglar). En el panel “B” de la Figura F3 se muestran todas las variables involucradas en la interpolación de la cota de inundación para ciclones tropicales.

### A) *Tablas de interpolación para clima regular*

Name ▲	Value
INTERPOLATION_TABLE_REGULAR_CLIMATE	1x1 struct
INTERPOLATION_TABLE_TROPICAL_CYCLONES	1x1 struct

INTERPOLATION_TABLE_REGULAR_CLIMATE	
1x1 struct with 6 fields	
Field ▲	Value
LENGTH_MANGROVE_km	1x750 double
DEPTH_MANGROVE_m	1x750 double
Hs_m	1x120 double
Tp_s	1x120 double
Sea_Level_m	1x120 double
<u>TWL_m</u>	120x750 double

### B) *Tablas de interpolación para ciclones tropicales*

Name ▲	Value
INTERPOLATION_TABLE_REGULAR_CLIMATE	1x1 struct
INTERPOLATION_TABLE_TROPICAL_CYCLONES	1x1 struct

INTERPOLATION_TABLE_TROPICAL_CYCLONES	
1x1 struct with 7 fields	
Field ▲	Value
LENGTH_MANGROVE_km	1x750 double
DEPTH_MANGROVE_m	1x750 double
HS_m	50x1 double
TP_s	50x1 double
SS_m	50x1 double
SSD_h	50x1 double
<u>TWL_m</u>	50x750 double

**Figura F3: Tablas de interpolación.** Visión de las variables contenidas en las tablas de interpolación de cota de inundación, tanto para el caso de clima regular (A) como para ciclones tropicales (B). Lo que aparece subrayado en azul como “TWL\_m” se refiere a la Nivel Total de Agua en costa, es decir, a la Cota de Inundación. Fuente: Elaboración propia.

## Apéndice G (Capítulo 5)

### Figuras y tablas de ranking de beneficios por país

(a) Superficie anual protegida [km²]			(b) Personas protegidas al año [n°]		(c) Capital Construido protegido al año [bill. int\$]			(d) % del PIB protegido al año [%]			
1	Cuba	5113	1	Filipinas	355808	1	México	11,97	1	Belice	56,03
2	Bahamas	2909	2	Indonesia	318790	2	Bahamas	4,15	2	Bahamas	36,89
3	Nicaragua	1899	3	Bangladés	296019	3	Mozambique	1,26	3	Guayana	32,27
4	Honduras	1428	4	México	272949	4	Guyana	1,01	4	Mozambique	11,40
5	Guyana	1035	5	Mozambique	164965	5	Belice	0,98	5	Madagascar	8,52
6	Indonesia	961	6	Bahamas	150624	6	Madagascar	0,85	6	Anguila	3,01
7	Madagascar	868	7	Ghana	125453	7	Filipinas	0,58	7	México	1,14
8	Belice	862	8	Brasil	112719	8	Taiwan	0,53	8	Ghana	0,68
9	México	605	9	Guyana	60152	9	Indonesia	0,51	9	Surinam	0,60
10	Bangladés	394	10	Madagascar	54299	10	Bangladés	0,41	10	Nicaragua	0,42
11	Filipinas	337	11	Malaysia	29792	11	Ghana	0,29	11	Jamaica	0,37
12	Brasil	275	12	Cuba	27844	12	Brasil	0,25	12	Fiji	0,35
13	Venezuela	259	13	Haití	18245	13	Cuba	0,21	13	Somalia	0,24
14	Surinam	90	14	Nicaragua	16742	14	Malaysia	0,13	14	Cuba	0,24
15	Malaysia	75	15	Belice	15184	15	Oman	0,98	15	Honduras	0,22

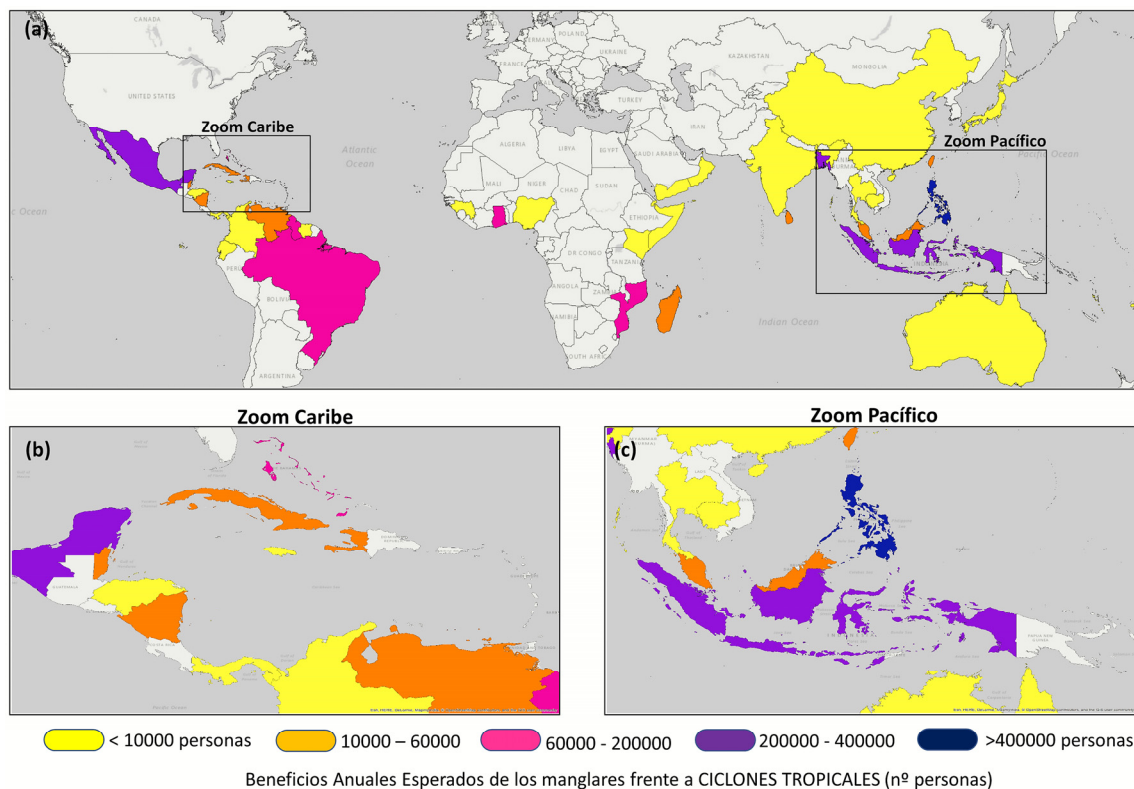
**Tabla G1: Ranking de protección anual esperada de los manglares frente a ciclones tropicales.** Ranking de países que reciben mayor beneficio anual de los manglares, en términos de superficie, personas, capital construido y porcentaje de PIB. Fuente: Elaboración propia.

(a) Superficie anual protegida [km <sup>2</sup> ]			(b) Personas protegidas al año [n°]			(c) Capital Construido protegido al año [bill. int\$]			(d) % del PIB protegido al año [%]		
1	Cuba	651	1	Filipinas	257653	1	Filipinas	0,355	1	Belice	4,22
2	Bahamas	428	2	Benín	99838	2	Bahamas	0,254	2	Bahamas	2,25
3	Indonesia	201	3	Guinea	97989	3	México	0,247	3	Benín	2,23
4	Filipinas	195	4	Indonesia	97405	4	Mozambique	0,217	4	Mozambique	1,97
5	Belice	131	5	Bangladés	37153	5	Benín	0,191	5	Guinea	1,41
6	México	126	6	Mozambique	27022	6	Guinea	0,116	6	Togo	0,58
7	Bangladés	96	7	Camboya	11639	7	Indonesia	0,098	7	Madagascar	0,30
8	Madagascar	82	8	Togo	10637	8	Bangladés	0,074	8	Jamaica	0,18
9	Jamaica	21	9	México	8893	9	Belice	0,073	9	Filipinas	0,14
10	Australia	20	10	Angola	6230	10	Madagascar	0,030	10	Camboya	0,12
11	Venezuela	16	11	Venezuela	5046	11	Togo	0,026	11	Haití	0,09
12	Haití	9	12	Haití	3750	12	Jamaica	0,025	12	Gabón	0,09
13	Mozambique	7	13	Jamaica	3542	13	Camboya	0,024	13	Fiji	0,07
14	Guyana	7	14	Bahamas	3530	14	China	0,015	14	Seychelles	0,06
15	Somalia	6	15	Belice	3388	15	Taiwan	0,014	15	Anguila	0,04

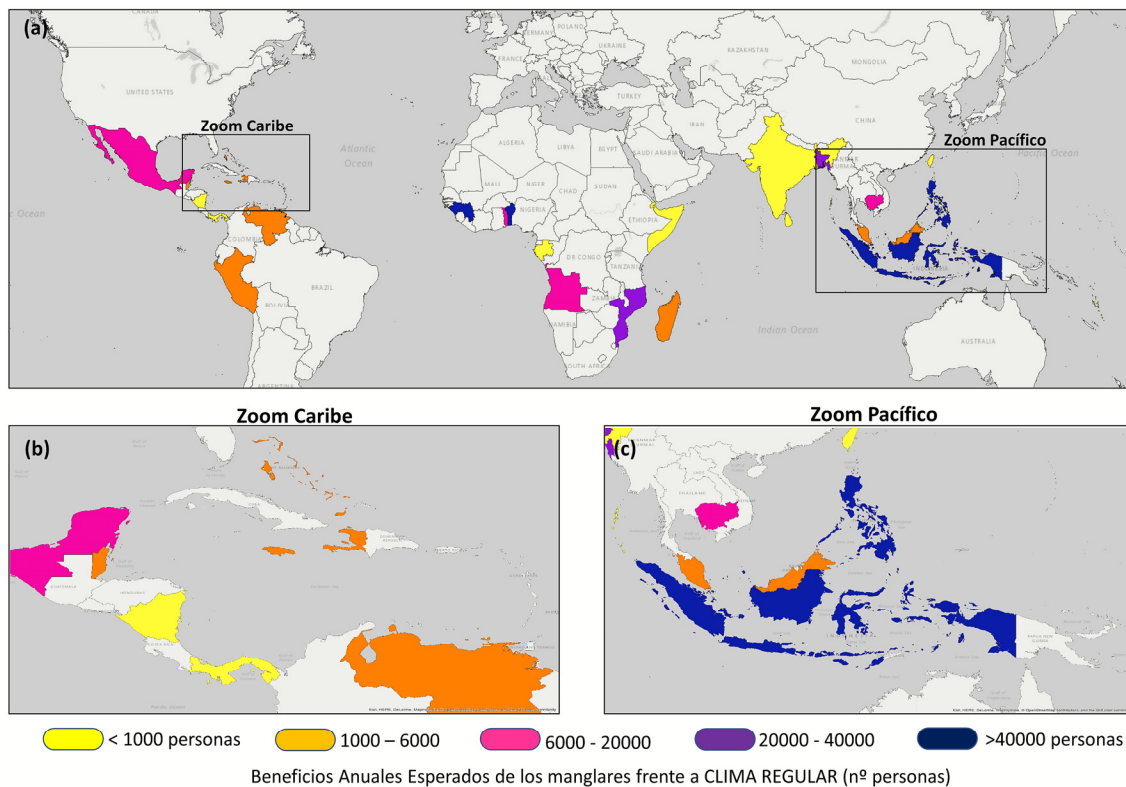
**Tabla G2: Ranking de protección anual esperada de los manglares frente a clima regular.** Ranking de países que reciben mayor beneficio anual de los manglares, en términos de superficie, personas, capital construido y porcentaje de PIB. Fuente: Elaboración propia.



BENEFICIO ANUAL ESPERADO POR PAÍS (POBLACIÓN)

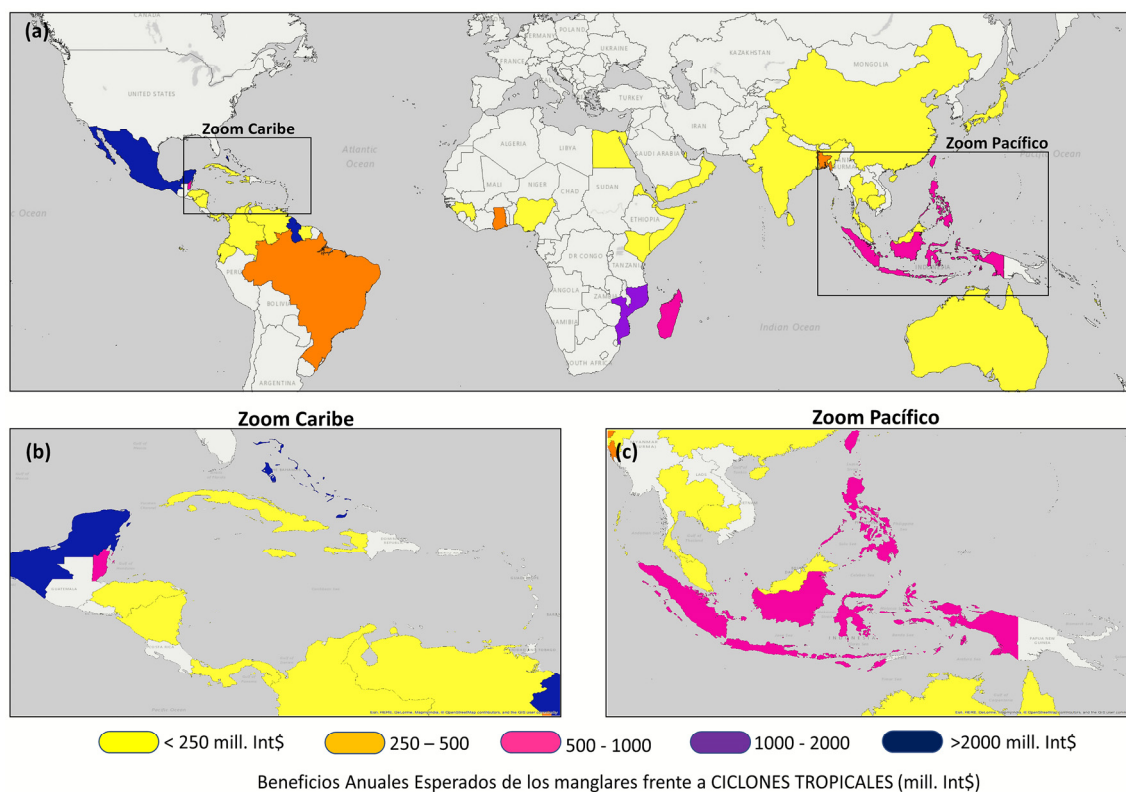


**Figura G1: Personas protegidas por país frente a ciclones tropicales.** Distribución espacial agregada, a nivel de país, del número de personas protegidas cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.

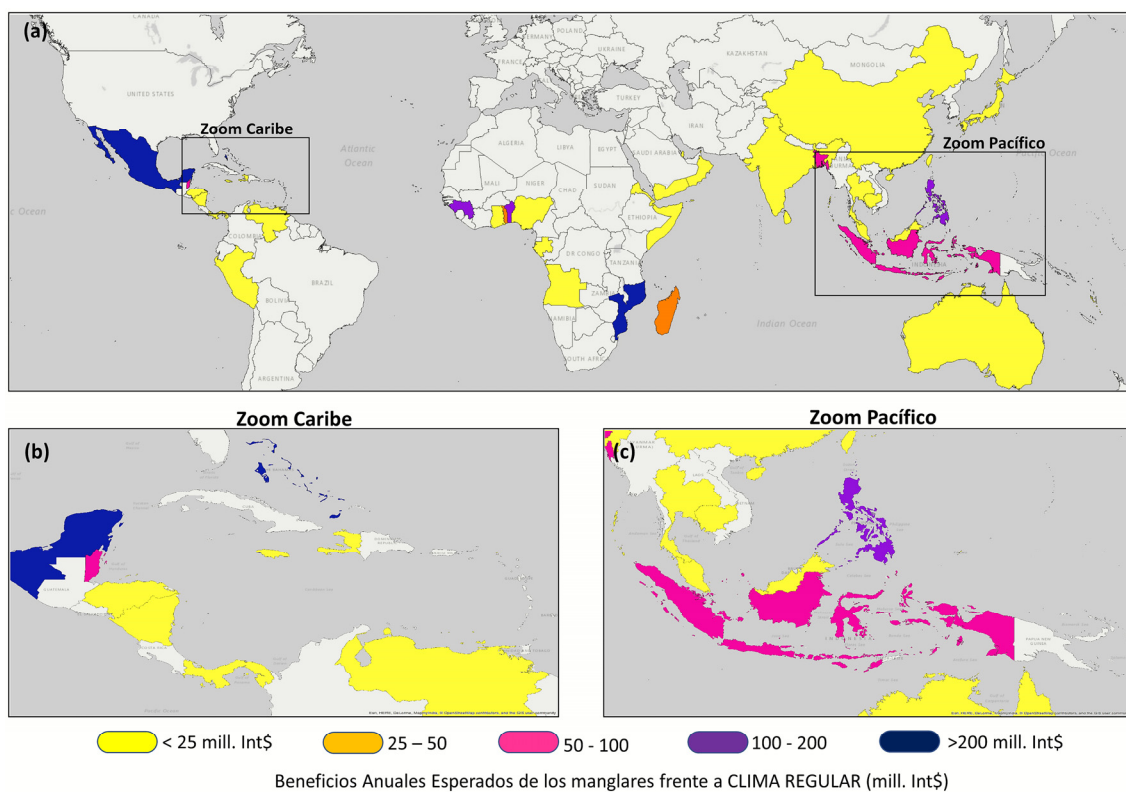


**Figura G2: Personas protegidas por país frente a clima regular.** Distribución espacial agregada, a nivel de país, del número de personas protegidas cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.

**BENEFICIO ANUAL ESPERADO POR PAÍS (CAPITAL CONSTRUIDO)**

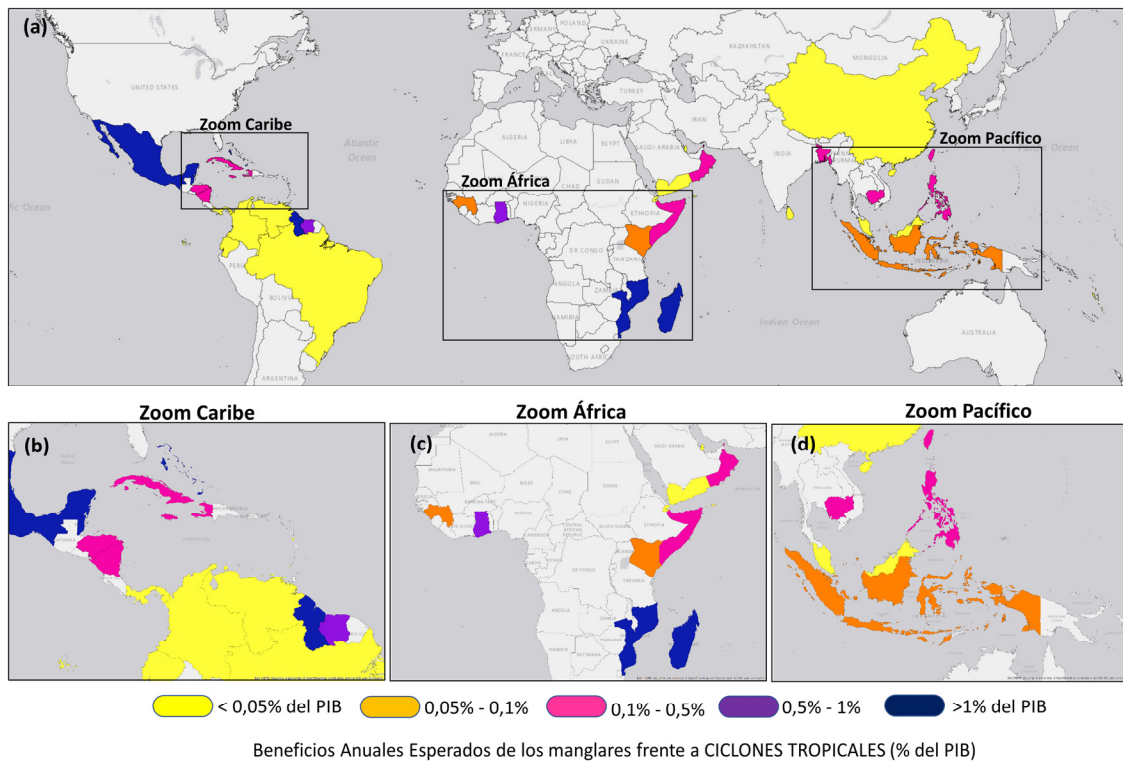


**Figura G3: Capital construido protegido por país frente a ciclones tropicales.** Distribución espacial agregada, a nivel de país, del capital construido protegido cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.

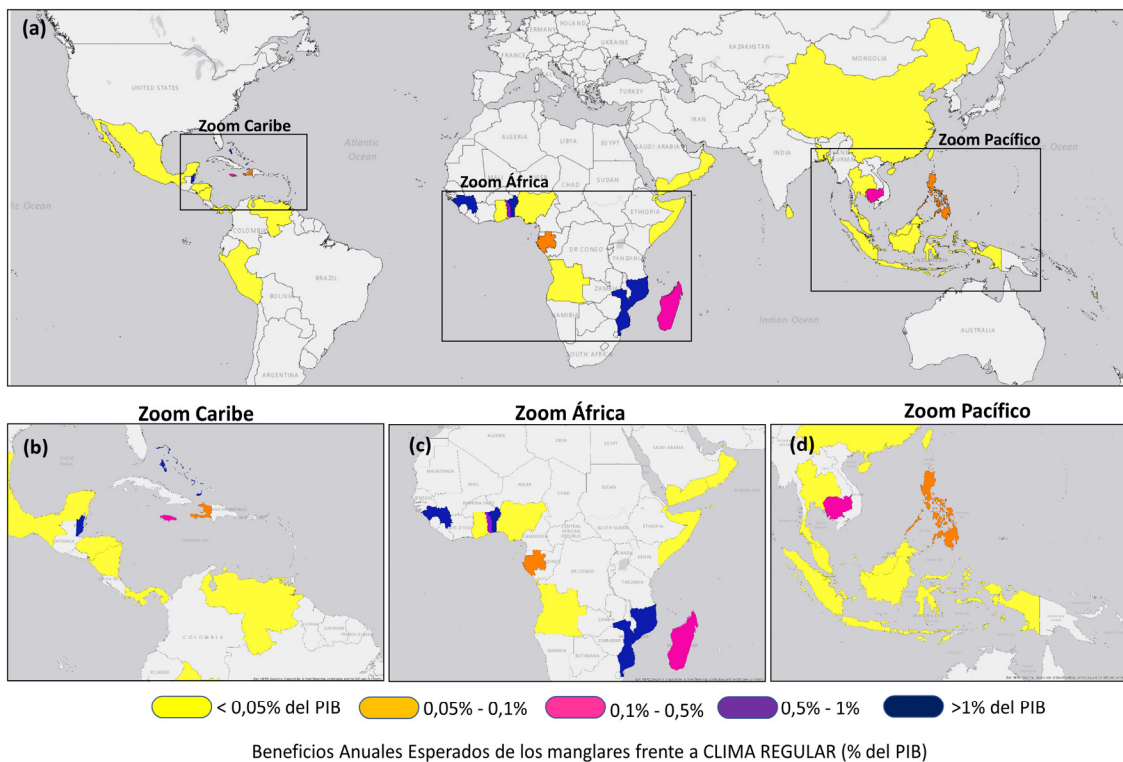


**Figura G4: Capital construido protegido por país frente a clima regular.** Distribución espacial agregada, a nivel de país, del capital construido protegido cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b) y (c) son ampliaciones de las islas del Caribe y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia

BENEFICIO ANUAL ESPERADO POR PAÍS (% DEL PIB)



**Figura G5: Porcentaje de PIB protegido por país frente a ciclones tropicales.** Distribución espacial agregada, a nivel de país, del porcentaje de PIB protegido cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b), (c) y (d) son ampliaciones de las islas del Caribe, África y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.



**Figura G6: Porcentaje de PIB protegido por país frente a clima regular.** Distribución espacial agregada, a nivel de país, del porcentaje de PIB protegido cada año por los manglares. El panel (a) muestra la distribución global, y los paneles (b), (c) y (d) son ampliaciones de las islas del Caribe, África y Pacífico oeste, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.



# Apéndice H (Capítulo 6)

## Tablas adicionales de la comparación multiescala

BENEFICIO								
SUPERFICIE			PERSONAS			CAPITAL CONSTRUIDO		
Rank	Caso o test	ERI	Rank	Caso o test	ERI	Rank	Caso o test	ERI
1	Método de inundación	-35,07%	1	Caso Base	-4,70%	1	Segmentación de la costa	+27,96%
2	Resolución MDE	+63,37%	2	Resolución Población	-8,74%	2	Caso Base	+37,75%
3	Segmentación de la costa	+211,70%	3	Segmentación de la costa	-9,06%	3	Resolución Población	+37,75%
4	Caso Base	+248,26%	4	Nº de ciclones tropicales	+23,53%	4	Nº de ciclones tropicales	+54,09%
5	Resolución Población	+248,26%	5	Resolución MDE	+34,07%	5	Método de inundación	-55,34%
6	Nº de ciclones tropicales	+259,86%	6	Método de inundación	-60,45%	6	Resolución MDE	+62,80%

Tabla H1: Ranking para evaluar beneficios. Fuente: Elaboración propia.

RIESGOS POR PERIODO DE RETORNO								
INUNDACIÓN Tr=10 AÑOS			INUNDACIÓN Tr=50 AÑOS			INUNDACIÓN Tr=100 AÑOS		
Rank	Caso o test	URI	Rank	Caso o test	URI	Rank	Caso o test	URI
1	Resolución MDE	+4,93%	1	Resolución MDE	+7,16%	1	Resolución MDE	+7,40%
2	Nº de ciclones tropicales	-47,93%	2	Nº de ciclones tropicales	-33,57%	2	Nº de ciclones tropicales	-29,77%
3	Caso Base	-58,31%	3	Caso Base	-46,14%	3	Segmentación de la costa	-44,54%
4	Resolución Población	-58,31%	4	Resolución Población	-46,14%	4	Caso Base	-44,80%
5	Segmentación de la costa	-58,37%	5	Segmentación de la costa	-46,61%	5	Resolución Población	-44,80%
6	Método de inundación	-93,76%	6	Método de inundación	-91,66%	6	Método de inundación	-90,61%

Tabla H2: Ranking para evaluar riesgos por periodo de retorno. Fuente: Elaboración propia.

BENEFICIOS POR PERIODO DE RETORNO								
INUNDACIÓN Tr=10 AÑOS			INUNDACIÓN Tr=50 AÑOS			INUNDACIÓN Tr=100 AÑOS		
Rank	Caso o test	ERI	Rank	Caso o test	ERI	Rank	Caso o test	ERI
1	Método de inundación	-55,39%	1	Método de inundación	-31,22%	1	Método de inundación	-19,88%
2	Resolución MDE	+82,65%	2	Resolución MDE	55,45%	2	Resolución MDE	46,99%
3	Segmentación de la costa	+108,45%	3	Segmentación de la costa	292,19%	3	Segmentación de la costa	210,21%
4	Caso Base	+116,14%	4	Caso Base	292,99%	4	Nº de ciclones tropicales	259,29%
5	Resolución Población	+116,14%	5	Resolución Población	292,99%	5	Caso Base	299,23%
6	Nº de ciclones tropicales	+222,82%	6	Nº de ciclones tropicales	304,02%	6	Resolución Población	299,23%

Tabla H3: Ranking para evaluar beneficios por periodo de retorno. Fuente: Elaboración propia.

RIESGOS EN PRESENCIA DE MANGLARES								
INUNDACIÓN			PERSONAS			CAPITAL CONSTRUIDO		
Rank	Caso o test	URI	Rank	Caso o test	URI	Rank	Caso o test	URI
1	Resolución MDE	+4,14%	1	Resolución MDE	+52,65%	1	Nº de ciclones tropicales	-74,42%
2	Nº de ciclones tropicales	-50,63%	2	Nº de ciclones tropicales	-82,98%	2	Segmentación de la costa	-82,46%
3	Segmentación de la costa	-61,42%	3	Resolución Población	-87,05%	3	Caso Base	-83,81%
4	Caso Base	-62,92%	4	Segmentación de la costa	-88,46%	4	Resolución Población	-83,81%
5	Resolución Población	-62,92%	5	Caso Base	-89,09%	5	Resolución MDE	+84,29%
6	Método de inundación	-94,50%	6	Método de inundación	-95,38%	6	Método de inundación	-90,14%

Tabla H4: Ranking para evaluar riesgos en presencia de manglares. Fuente: Elaboración propia.

RIESGOS EN AUSENCIA DE MANGLARES								
INUNDACIÓN			PERSONAS			CAPITAL CONSTRUIDO		
Rank	Caso o test	URI	Rank	Caso o test	URI	Rank	Caso o test	URI
1	Resolución MDE	+8,46%	1	Resolución MDE	+47,51%	1	Nº de ciclones tropicales	-51,91%
2	Nº de ciclones tropicales	-23,59%	2	Nº de ciclones tropicales	-62,29%	2	Segmentación de la costa	-61,39%
3	Caso Base	-35,31%	3	Resolución Población	-70,66%	3	Caso Base	-61,50%
4	Resolución Población	-35,31%	4	Segmentación de la costa	-71,83%	4	Resolución Población	-61,50%
5	Segmentación de la costa	-35,94%	5	Caso Base	-71,89%	5	Resolución MDE	+77,30%
6	Método de inundación	-88,56%	6	Método de inundación	-88,40%	6	Método de inundación	-83,75%

Tabla H5: Ranking para evaluar riesgos en ausencia de manglares. Fuente: Elaboración propia.

		INDICADOR ERI													
		PROMEDIO			POR PERIODO DE RETORNO				CON MANGLAR			SIN MANGLAR			
		AREA	PERSONAS	CAPITAL	TR=10 AÑOS	TR=25 AÑOS	TR=50 AÑOS	TR=100 AÑOS	TR=200 AÑOS	AREA	PERSONAS	CAPITAL	AREA	PERSONAS	CAPITAL
1	ENFOQUE BASE (GLOBAL): Hist TC+2km+MERIT+"bathtub"+GWP1km-30m	-49,16%	-81,04%	-72,16%	-53,53%	-58,31%	-49,82%	-46,14%	-44,80%	-62,92%	-89,09%	-83,81%	-35,31%	-71,89%	-61,50%
2	Enfoque 1 (Ciclones tropicales): Sint. TC+2km+MERIT+"bathtub"+GWP1km-30m	-36,96%	-72,75%	-62,20%	-42,56%	-47,93%	-39,77%	-33,57%	-29,77%	-50,63%	-82,98%	-74,42%	-23,59%	-62,29%	-51,91%
3	Enfoque 2 (Segmentación de la costa): Hist TC+200m+MERIT+"bathtub"+GWP1km-30m	-49,22%	-80,92%	-71,81%	-53,80%	-58,37%	-50,80%	-46,61%	-44,54%	-61,42%	-88,46%	-82,46%	-35,94%	-71,83%	-61,39%
4	Enfoque 3 (Topografía): Hist TC+2km+IFSAR+"bathtub"+GWP1km-30m	6,69%	50,98%	81,97%	5,91%	4,93%	6,90%	7,16%	7,40%	4,14%	52,65%	84,29%	8,46%	47,51%	77,30%
5	Enfoque 4 (Modelo de inundación): Hist TC+2km+SRTM+RFSM-EDA+GWP1km-30m	-91,83%	-92,04%	-86,81%	-92,86%	-93,76%	-92,32%	-91,66%	-90,61%	-94,50%	-95,38%	-90,14%	-88,56%	-88,40%	-83,75%
6	Enfoque 5 (Población): Hist TC+2km+SRTM+"bathtub"+WordPop100m-5m	-49,16%	-79,61%	-72,16%	-53,53%	-58,31%	-49,82%	-46,14%	-44,80%	-62,92%	-87,05%	-83,81%	-35,31%	-70,66%	-61,50%
7	Combinación 2 enfoques: 1 and 2 (Ciclones tropicales+Segmentación de la costa): Sint. TC+200m+MERIT+"bathtub"+GWP1km-30m	-37,02%	-72,64%	-61,84%	-42,82%	-47,98%	-40,75%	-34,04%	-29,51%	-49,14%	-82,36%	-73,07%	-24,21%	-62,23%	-51,80%
8	Combination 2 enfoques: 1 and 3 (Ciclones tropicales+Topografía): Sint. TC+2km+IFSAR+"bathtub"+GWP1km-30m	18,89%	59,26%	91,94%	16,89%	15,32%	16,96%	19,73%	22,43%	16,43%	58,76%	93,68%	20,18%	57,10%	86,90%
9	Combinación 2 enfoques: 1 and 4 (Ciclones tropicales+Flood Model): Sint. TC+2km+MERIT+RFSM-EDA+GWP1km-30m	-79,63%	-83,75%	-76,84%	-81,88%	-83,38%	-82,27%	-79,09%	-75,58%	-82,21%	-89,27%	-80,76%	-76,84%	-78,81%	-74,15%
10	Combination 2 enfoques: 1 and 5 (Ciclones tropicales+Población): Sint. TC+2km+MERIT+"bathtub"+WordPop100m-5m	-36,96%	-71,32%	-65,19%	-42,56%	-47,93%	-39,77%	-33,57%	-29,77%	-50,63%	-80,94%	-74,56%	-23,59%	-61,07%	-57,54%
11	Combination 2 enfoques: 2 and 3 (Segmentación de la costa+Topografía): Hist TC+200m+IFSAR+"bathtub"+GWP1km-30m	6,63%	51,09%	82,32%	5,64%	4,88%	5,92%	6,69%	7,67%	5,64%	53,28%	85,64%	7,83%	47,57%	77,41%
12	Combinación 2 enfoques: 2 and 4 (Segmentación de la costa+Modelo de inundación): Hist TC+200m+MERIT+RFSM-EDA+GWP1km-30m	-91,89%	-91,92%	-86,46%	-93,12%	-93,82%	-93,30%	-92,13%	-90,35%	-93,00%	-94,75%	-88,79%	-89,19%	-88,34%	-83,64%
13	Combinación 2 enfoques: 2 and 5 (Segmentación de la costa+Población): Hist TC+200m+MERIT+"bathtub"+WordPop100m-5m	-49,22%	-79,49%	-74,80%	-53,80%	-58,37%	-50,80%	-46,61%	-44,54%	-61,42%	-86,42%	-82,60%	-35,94%	-70,60%	-67,03%
14	Combinación 2 enfoques: 3 and 4 (Topografía+Modelo de inundación): Hist TC+2km+IFSAR+RFSM-EDA+GWP1km-30m	-35,98%	39,98%	67,33%	-33,41%	-30,52%	-35,60%	-38,36%	-38,41%	-27,44%	46,36%	77,95%	-44,80%	30,99%	55,06%
15	Combinación 2 enfoques: 3 and 5 (Topografía+Población): Hist TC+2km+IFSAR+"bathtub"+WordPop100m-5m	6,69%	53,80%	78,98%	5,91%	4,93%	6,90%	7,16%	7,40%	4,14%	54,70%	84,15%	8,46%	48,73%	71,67%
16	Combinación 2 enfoques: 4 and 5 (Modelo de inundación+Población): Hist TC+2km+SRTM+RFSM-EDA+WordPop100m-5m	-91,83%	-90,60%	-89,80%	-92,86%	-93,76%	-92,32%	-91,66%	-90,61%	-94,50%	-93,33%	-90,28%	-88,56%	-87,18%	-89,38%

FIGURAS Y TABLAS ADICIONALES DE LA COMPARACIÓN MULTIESCALA

17	Combinación 3 enfoques: 1, 2 and 3 (Ciclones tropicales+Segmentación de la costa+Topografía): <i>Sint. TC+200m+IFSAR+"bathtub"+GWP1km-30m</i>	18,83%	-79,69%	-83,63%	-76,49%	-82,15%	-83,43%	-83,25%	-79,55%	-75,31%	-80,72%	-88,65%	-79,41%	-77,46%	-78,75%	-74,04%
18	Combinación 3 enfoques: 1, 2 and 4 (Ciclones tropicales+Segmentación de la costa+Modelo de inundación): <i>Sint. TC+200m+MERIT+RFSM-EDA+GWP1km-30m</i>	-37,02%	-23,78%	48,27%	77,29%	-42,82%	-47,98%	-40,75%	-34,04%	-29,51%	-49,14%	-80,32%	-73,21%	-24,21%	-61,01%	-57,43%
19	Combinación 3 enfoques: 1, 2 and 5 (Ciclones tropicales+Segmentación de la costa+Población): <i>Sint. TC+200m+MERIT+"bathtub"+WordPop100m-5m</i>	18,89%	60,70%	88,95%	16,89%	15,32%	16,96%	19,73%	22,43%	16,43%	60,80%	93,54%	20,18%	58,33%	81,26%	
20	Combinación 3 enfoques: 1, 3 and 4 (Ciclones tropicales+Topografía+Modelo de inundación): <i>Sint. TC+2km+IFSAR+RFSM-EDA+GWP1km-30m</i>	-79,63%	-82,32%	-79,84%	-81,88%	-83,38%	-82,27%	-79,09%	-75,58%	-82,21%	-87,23%	-80,90%	-76,84%	-77,59%	-79,78%	
21	Combinación 3 enfoques: 1, 3 and 5 (Ciclones tropicales+Topografía+Población): <i>Sint. TC+2km+IFSAR+"bathtub"+WordPop100m-5m</i>	-36,04%	40,10%	67,68%	-33,68%	-30,57%	-36,58%	-38,83%	-38,14%	-25,94%	46,99%	79,30%	-45,42%	31,05%	55,17%	
22	Combinación 3 enfoques: 1, 4 and 5 (Ciclones tropicales+Modelo de inundación+Población): <i>Sint. TC+2km+MERIT+RFSM-EDA+WordPop100m-5m</i>	6,63%	52,53%	79,33%	5,64%	4,88%	5,92%	6,69%	7,67%	5,64%	55,32%	85,50%	7,83%	48,79%	71,78%	
23	Combinación 3 enfoques: 2, 3 and 4 (Segmentación de la costa+Topografía+Modelo de inundación): <i>Hist TC+200m+IFSAR+RFSM-EDA+GWP1km-30m</i>	-91,89%	-90,49%	-89,45%	-93,12%	-93,82%	-93,30%	-92,13%	-90,35%	-93,00%	-92,71%	-88,93%	-89,19%	-87,12%	-89,27%	
24	Combinación 3 enfoques: 2, 3 and 5 (Segmentación de la costa+Topografía+Población): <i>Hist TC+200m+IFSAR+"bathtub"+WordPop100m-5m</i>	-35,98%	41,41%	64,33%	-33,41%	-30,52%	-35,60%	-38,36%	-38,41%	-27,44%	48,41%	77,81%	-44,80%	32,21%	49,42%	
25	Combinación 3 enfoques: 2, 4 and 5 (Segmentación de la costa+Modelo de inundación+Población): <i>Hist TC+200m+MERIT+RFSM-EDA+WordPop100m-5m</i>	-23,84%	48,39%	77,64%	-22,70%	-20,19%	-26,52%	-26,25%	-23,11%	-13,66%	53,09%	88,69%	-33,70%	40,64%	64,77%	
26	Combinación 4 enfoques: 1, 2, 3 and 4 (Ciclones tropicales+Segmentación de la costa+Topografía+Modelo de inundación): <i>Sint. TC+200m+IFSAR+RFSM-EDA+GWP1km-30m</i>	18,83%	60,81%	89,30%	16,62%	15,26%	15,98%	19,27%	22,70%	17,92%	61,43%	94,89%	19,56%	58,39%	81,38%	
27	Combinación 4 enfoques: 1, 2, 3 and 5 (Ciclones tropicales+Segmentación de la costa+Topografía+Población): <i>Sint. TC+200m+IFSAR+"bathtub"+WordPop100m-5m</i>	-79,69%	-82,20%	-79,49%	-82,15%	-83,43%	-83,25%	-79,55%	-75,31%	-80,72%	-86,61%	-79,54%	-77,46%	-77,53%	-79,67%	
28	Combinación 4 enfoques: 1, 2, 4 and 5 (Ciclones tropicales+Segmentación de la costa+Modelo de inundación+Población): <i>Sint. TC+200m+MERIT+RFSM-EDA+WordPop100m-5m</i>	-23,78%	49,70%	74,30%	-22,44%	-20,13%	-25,54%	-25,78%	-23,38%	-15,15%	54,31%	87,20%	-33,07%	41,81%	59,02%	
29	Combinación 4 enfoques: 1, 3, 4 and 5 (Ciclones tropicales+Topografía+Modelo de inundación+Población): <i>Sint. TC+2km+IFSAR+RFSM-EDA+WordPop100m-5m</i>	-36,04%	41,53%	64,68%	-33,68%	-30,57%	-36,58%	-38,83%	-38,14%	-25,94%	49,03%	79,16%	-45,42%	32,27%	49,54%	
30	Combinación 4 enfoques: 2, 3, 4 and 5 (Segmentación de la costa+Topografía+Modelo de inundación+Población): <i>Hist TC+200m+IFSAR+RFSM-EDA+WordPop100m-5m</i>															
31	Combinación 4 enfoques: 2, 3, 4 and 5 (Segmentación de la costa+Topografía+Modelo de inundación+Población): <i>Hist TC+200m+IFSAR+RFSM-EDA+WordPop100m-5m</i>															

Tabla H6: Índice URI para todas las combinaciones de enfoques posibles. Fuente: Elaboración propia.